UNIVERSITÉ DE LORRAINE | BIBLIOTHÈQUES UNIVERSITAIRES

AVERTISSEMENT
DROIT D'AUTEUR

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document. Toute contrefaçon, plagiat ou reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact bibliothèque : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr
(Cette adresse ne permet pas de contacter les auteurs)

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

UNIVERSITÉ DE LORRAINE
34 COURS LÉOPOLD — CS 25233
54052 NANCY CEDEX
TÉL : 03 54 50 54 00
CONTACT@UNIV-LORRAINE.FR
WWW.UNIV-LORRAINE.FR

Ecole Doctorale SIReNA

Laboratoire Sols et Environnement

Thèse

Présentée et soutenue publiquement pour l'obtention du titre de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LORRAINE

Mention : SCIENCES AGRONOMIQUES

par Caroline DALQUIER

Sous la direction de Geoffroy Séré

Développement d'une approche intégrée de gestion des sols dégradés, depuis le diagnostic fonctionnel jusqu'à la mise en place de solutions

Date de soutenance : 03 février 2026

Membres du jury :

Rapporteurs :	M Alain BRAUMAN	Directeur de recherche émérite, IRD UMR Eco&Sols, Montpellier
	M^{me} Béatrice BECHET	Directrice de recherche, Université Gustave Eiffel, Bouguenais
Examinatrice	M^{me} Audrey MURATET	Maître de conférences, UNISTRA Laboratoire image ville environnement, Strasbourg
Président de jury	M Christophe SCHWARTZ	Professeur des Universités, Université de Lorraine LSE, Vandœuvre-lès-Nancy
Directeur :	M Geoffroy SERE	Professeur des Universités, Université de Lorraine LSE, Vandœuvre-lès-Nancy
Co-encadrants :	M^{me} Jennifer HARRIS	Chercheure, Direction de l'Eau (BRGM), Orléans
	M Nicolas LEGAY	Maître de conférences, UMR 7324 CNRS CITERES INSA Centre Val de Loire, Blois
Membre invité :	M^{me} Laure SANTONI	Ingénieure de recherche, R&D EDF Laboratoire National Hydraulique et Energie, Chatou



Thèse

Présentée et soutenue publiquement pour l'obtention du titre de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LORRAINE

Mention : SCIENCES AGRONOMIQUES

par Caroline DALQUIER

Développement d'une approche intégrée de gestion des sols dégradés, depuis le diagnostic fonctionnel jusqu'à la mise en place de solutions

Date de soutenance : 03 février 2026

Membres du jury :

- Béatrice BECHET *(rapportrice)*
- Alain BRAUMAN *(rapporteur)*
- Audrey MURATET *(examinatrice)*
- Christophe SCHWARTZ *(examinateur)*
- Geoffroy SERE *(directeur)*
- Jennifer HARRIS *(co-encadrante)*
- Nicolas LEGAY *(co-encadrant)*
- Laure SANTONI *(référente EDF)*
- Pascaline HERBELIN *(référente EDF)*

Remerciements

Au terme de ce travail doctoral, depuis sa conception jusqu'à sa soutenance puis sa version finale corrigée, je souhaite exprimer ma sincère gratitude à l'ensemble des personnes qui ont contribué, par leur encadrement, leurs échanges, leur soutien et leur confiance, à l'aboutissement de cette thèse. Ce travail, par sa nature pluridisciplinaire et la richesse des interactions scientifiques qu'il a impliquées, a constitué un véritable voyage intellectuel et humain, marqué par de nombreuses discussions, remises en question et apprentissages.

Je tiens en premier lieu à adresser mes plus sincères remerciements à mon équipe d'encadrement : Geoffroy Séré, mon directeur de thèse, Jennifer Harris et Nicolas Legay, mes co-encadrants, ainsi que Laure Santoni et Pascaline Herbelin, mes référentes EDF. Je vous remercie chaleureusement pour votre accompagnement à la fois scientifique et humain tout au long de ces années de doctorat. La complexité de cette thèse, liée à sa dimension pluridisciplinaire et aux multiples échanges qu'elle a suscités, n'aurait pu être surmontée sans votre disponibilité, vos conseils, vos discussions toujours constructives et votre confiance. Ce travail a été, à vos côtés, un voyage particulièrement riche d'enseignements, tant sur le plan scientifique que personnel.

Je souhaite également remercier très sincèrement les membres de mon jury de soutenance : Béatrice Béchet et Alain Brauman, rapporteurs, Audrey Muratet, examinatrice, et Christophe Schwartz, examinateur et président du jury. Je vous remercie pour l'attention portée à ce travail, pour la qualité de vos lectures et de vos retours, ainsi que pour la richesse des échanges scientifiques lors de la soutenance. Nos discussions ont permis d'approfondir mes réflexions autour de ce sujet à la fois complexe, transversal et riche en perspectives, et ont contribué à la concrétisation et à l'aboutissement de cette thèse.

Mes remerciements s'adressent également aux membres de mon comité de suivi individuel de thèse, Thomas Pommier, Philippe Bataillard et Julie Charton-Bissetta, pour leurs conseils avisés, leur recul scientifique et les discussions constructives qui ont jalonné l'avancement de ce travail doctoral. Leurs retours m'ont permis d'éclairer certains points clés de la thèse et d'enrichir la réflexion globale menée au cours de ces années.

Je souhaite ensuite remercier l'ensemble des structures qui ont rendu possible la réalisation de cette thèse, en particulier le Laboratoire Sols et Environnement (LSE) et le BRGM, pour leur accueil, leur cadre de travail et les moyens mis à disposition. Je remercie tout particulièrement Christophe Schwartz et Stéphanie Ouvrard de m'avoir permis de réaliser cette thèse au sein du laboratoire.

Un grand merci à l'équipe administrative, Laetitia Despouy et Romuald Charpentier, sans qui cette thèse n'aurait tout simplement pas pu débuter dans de bonnes conditions. Je remercie également chaleureusement l'équipe technique composée d'Alain Rakoto, Romain Goudon, Lucas Charrois, Adeline Bouchard et Stéphane Colin pour leur soutien technique constant, leur disponibilité et leur bonne humeur, qui ont largement contribué au bon déroulement de ce travail, tant sur le plan scientifique que dans les moments plus informels du quotidien au laboratoire.

Je tiens également à remercier l'ensemble de l'équipe de recherche et d'enseignement du LSE, notamment Alexis Durand, Apolline Auclerc, Émile Benizri, Margaux Clesse, Delphine Cirederf Boulant, Noële Enjelvin, Pierre Leglize, Catherine Sirguey, Thibault Sterckeman et Françoise Watteau, avec qui j'ai eu la chance d'échanger au cours de cette thèse. Nos discussions, qu'elles soient scientifiques, méthodologiques ou plus informelles, m'ont permis d'élargir ma vision scientifique, de prendre du recul et de grandir à la fois sur le plan professionnel et personnel.

Au BRGM, je souhaite remercier tout particulièrement Hafida Tris, Mickaël Charron et Catherine Joulian pour leur aide précieuse au laboratoire, ainsi que Virginie Derycke pour son accompagnement sur le terrain et lors des conférences, qui ont constitué des moments clés de cette thèse. Mais également, au reste de l'équipe du BRGM qui m'ont accueilli avec bienveillance lors de mes quelques séjours sur Orléans de cette thèse.

Je n'oublie pas l'ensemble des doctorants, post-doctorants et stagiaires croisés au LSE comme au BRGM, avec qui j'ai partagé les hauts et les bas de cette aventure doctorale, les discussions scientifiques comme les échanges plus légers, au laboratoire comme en dehors. Olivier, Fadwa, Raïssa, Ulysse, Maud, Naomi, Danaé, Emmeline, Sérine, Julien (J), Julien (A), Arnaud, Rabiath, Antoine, Salma, Sirine, Nathan, Chrisvain, ainsi que Blandine, Yani, Paul (au BRGM), Brice, Léa, Valentin, Paul (au LSE) et Léna, merci pour ces moments de partage, de soutien mutuel et de convivialité qui resteront des souvenirs marquants de ces années de thèse.

Au-delà du cadre strictement scientifique, cette thèse a également été une aventure humaine, rythmée par des rencontres, des échanges et des moments de partage qui ont profondément marqué ces années de doctorat.

Je souhaite adresser une pensée toute particulière à l'ensemble de mes ami(e)s pour leur soutien moral constant, leurs encouragements et leur présence, parfois à distance mais toujours sincère. Sophia, Yan, Riad et Marine, merci pour vos conseils, votre écoute et votre soutien indéfectible tout au long de cette thèse, notamment dans les moments les plus exigeants. Comme vous le dites si bien : « C'est Marseille bébé ! » ou « Oh Caro, tié une battante ! Défonce tout ! » ou

encore « Impossible n'est pas Caro ! », et cette énergie m'a accompagnée bien au-delà de la distance, surtout dans les moments de doute comme dans les moments de réussite.

Je tiens également à remercier très chaleureusement Lucie Caron, qui m'a accueillie dès le premier jour de ma thèse. Ta présence lumineuse, ta bonne humeur, ton sourire et ton petit grain de folie ont largement contribué à rendre cette première moitié de thèse plus douce et plus sereine. Nos pauses, devenues de véritables moments de respiration et de détente (surtout le mode « Poulpi »), resteront des souvenirs précieux. Merci pour ton énergie communicative et pour tout ce que tu as apporté durant cette période, c'était, sans aucun doute, génial !

Pénélope Cheval, tu as pris le relais avec une bienveillance et une présence que je n'aurais jamais imaginées rencontrer dans un tel contexte. Nos longues discussions, notamment lors des balades avec Yuzu, ont été d'une grande richesse, tant sur le plan scientifique que personnel. Tes conseils avisés, ton écoute et ton regard extérieur m'ont permis de mieux comprendre certaines dimensions de la thèse, mais aussi de mieux me comprendre moi-même. Pour cela, je te remercie sincèrement.

Lucie et Pénélope, vous comptez énormément pour moi, et les souvenirs partagés avec vous resteront profondément ancrés dans ma mémoire bien au-delà de cette thèse.

Je souhaite également remercier chaleureusement mes grands soutiens, Chantal et Maurice, qui, depuis l'Île de Beauté, m'ont accompagnée tout au long de cette thèse avec une générosité, une joie de vivre et une attention constantes, notamment à travers de précieux colis qui ont toujours su arriver au bon moment dans ce « grand nord » (en particulier les tripettes de Chantalette !). Vos questions, votre curiosité et votre regard extérieur m'ont souvent permis d'appréhender différemment la complexité de ce travail et d'en mesurer davantage la portée. Merci infiniment pour votre soutien, votre amour et votre bienveillance.

Marie, malgré la distance entre Nancy et la planète « MARS », tu as été un soutien constant, à la fois encourageant, lucide et profondément bienveillant. Tes conseils, ton exigence intellectuelle et ton esprit cartésien m'ont aidée à structurer ma réflexion et à mener ce travail avec rigueur. Cette thèse porte, d'une certaine manière, l'empreinte de cette rigueur, ainsi que ton amour, que tu m'as transmise, et je t'en suis profondément reconnaissante.

Virginie et Éric, depuis la Côte d'ivoire et depuis toujours, vous m'avez encouragée, soutenue et fait confiance. Vous m'avez appris que la détermination, la rigueur et la persévérance permettent d'avancer, même face aux difficultés. La résilience, la ténacité et la volonté que j'ai mobilisées tout au long de ce doctorat trouvent en grande partie leur origine dans les valeurs que vous

m’avez transmises. Pour votre soutien indéfectible, votre confiance et votre présence constante, ainsi que votre immense amour, je ne vous remercierai jamais assez.

Enfin, Adrien. Durant ces années de thèse, alors que je me découvrais et grandissais à travers ce travail, j’ai également découvert de nouvelles facettes de toi, faites de patience, de résilience, de calme et d’un soutien infaillible. Tu as été présent, à distance comme au quotidien, dans les moments de réussite comme dans les périodes de doute et de difficulté. Tu m’as aidée à prendre du recul, notamment sur le plan émotionnel, et à garder une forme d’équilibre face aux exigences de la recherche doctorale. Ces trois années et demie de thèse nous ont, en réalité, fait grandir tous les deux, individuellement et ensemble. Malgré les épreuves, nous en ressortons plus solides. Merci pour ta présence constante, pour ton soutien, pour ta compréhension et pour tout ce que tu es. Merci infiniment d’avoir été à mes côtés tout au long de cette aventure. Merci pour ton amour et ton soutien.

Cette thèse, bien qu’aboutissant à un travail personnel, est avant tout le fruit d’un travail collectif. Chacune et chacun, à la hauteur de ses actions, de ses réflexions, de son accompagnement et de son soutien, a contribué, d’une manière ou d’une autre, à la construction et à l’aboutissement de ce projet de thèse.

À toutes celles et ceux qui ont participé, de près ou de loin, à cette aventure scientifique et humaine, j’adresse mes remerciements les plus sincères et reconnaissants.

Communications et valorisation des travaux

Présentation poster « *Assessing Soil Health at Former Thermal Power Plant Sites* » à la conférence SUITMA 13 (5–9 octobre 2025, Pise, Italie) – Présentateur : Geoffroy Séré

Article scientifique : Assessing Soil Health at Former Thermal Power Plant Sites through a functional approach – Journal of Soils and Sediments – Auteurs : Caroline Dalquier, Jennifer Harris, Nicolas Legay, Laure Santoni, Pascaline Herbelin, Geoffroy Séré – Accepté pour publication le 07/01/2026

Présentation poster « *Functional diagnostic of industrial soils: from the selection of indicators to their applications* in situ » à la conférence AquaConSoil 2025 edition (16–20 juin 2025, Liège, Belgique) – Présentateur : Virginie Derycke

Présentation orale « *Diagnostic fonctionnel des sols industriels : de la sélection d'un minimum d'indicateurs à leurs applications* in situ » à la Journée scientifique de l'école doctorale SIRENA (27 mars 2025, Nancy, France) – Présentateur : Caroline Dalquier

Présentation orale « *Diagnostic fonctionnel des sols industriels : de la sélection d'un minimum d'indicateurs à leurs applications* in situ » à la 5e Rencontres Nationales pour la Recherche sur les sites et sols pollués (4–5 février 2025, Paris, France) – Présentateur : Caroline Dalquier

Présentation orale « *Functional diagnostic of industrial soils: from the selection of indicators to their applications* in situ » à la conférence EGU General Assembly 2024 edition (14–19 avril 2024, Vienne, Autriche) – Présentateur : Caroline Dalquier

Présentation orale « *Development of an integrated management method for degraded soils, from functional diagnosis to the implementation of solutions* » à la conférence The 14th Sino-French International Workshop on Contaminated Soil Remediation (11–16 septembre 2023, Nancy, France) – Présentateur : Caroline Dalquier

Table des matières

LISTE DES FIGURES **1**

LISTE DES TABLEAUX **5**

PREAMBULE **9**

INTRODUCTION GENERALE **11**

CHAPITRE 1 – ETAT DE L'ART **23**

1. LES SOLS EN CONTEXTE INDUSTRIEL : DES SYSTEMES ANTHROPISES LE LONG D'UN GRADIENT D'ARTIFICIALISATION 23
2. LES SOLS D'ANCIENS SITES INDUSTRIELS DE PRODUCTION D'ENERGIE PAR COMBUSTION DU CHARBON FOSSILE : PROPRIETES, PEDOGENESE ET FONCTIONNEMENT 27

2.1. Sols scellés et héritages du scellement 27

2.2. Sols ouverts non scellés 28

2.2.1. Les sols compactés 28

2.2.2. Les sols dont la surface a été décapée 29

2.2.3. Les sols remaniés 29

2.3. Cas particulier des sols remaniés étudiés dans cette thèse 30

2.3.1. Propriétés et processus de pédogenèse des cendres de charbon 30

2.3.2. Propriétés et dynamique des Technosols constitués de mâchefers issus de la combustion du charbon 31

3. DE LA SANTE DES SOLS AU DIAGNOSTIC FONCTIONNEL : CONCEPTS, INDICATEURS ET MODELE D'EVALUATION 32

3.1. La santé des sols 32

3.2. Distinction entre le fonctionnement, les fonctions et les services écosystémiques des sols et positionnement de la thèse 34

3.3. Les fonctions du sol : cadres scientifiques, opérationnels et normatifs 36

3.3.1. Normes ISO et harmonisation internationale 36

3.3.2. Le référentiel français : apport de Cousin et al., 2025 et positionnement de la thèse 37

3.3.3. Approches multifonctionnelles et approches intégrées 37

3.3.4. Cadres français : Indiquasol, DESTISOL et SUPRA 38

3.3.5. Fonctions et sous-fonctions retenues dans cette thèse 39

3.4. Les indicateurs du sol 41

3.5. Vers un diagnostic fonctionnel intégré 43

4. LE GENIE ECOLOGIQUE, AU SERVICE DE LA GESTION DES MILIEUX DEGRADES 44

4.1. Le génie écologique fondé sur les organismes vivants : stratégies biotiques 45

4.2. Le génie écologique fondé sur l'ajout de matière et/ou la reconstruction du milieu support 45

5. QUESTIONS ET HYPOTHESES DE RECHERCHE 46
6. STRUCTURE DE LA THESE 48

CHAPITRE 2 – SELECTION DES INDICATEURS **50**

1. INTRODUCTION 50

2. Methode et etapes de selection 51
3. Resultats de selections et de rejets des indicateurs a l'issu du processus de selection 54
4. Discussion 61
5. Conclusion 65

CHAPITRE 3 – MATERIELS ET METHODES GENERAUX POUR L'EVALUATION DES FONCTIONS ET INDICATEURS DES SOLS INDUSTRIELS 66
1. Introduction 66
2. Sites d'etudes et methode d'echantillonnage du diagnostic fonctionnel de terrain 66
2.1. Sites d'études 66
2.1.1. Historique des sites 67
2.1.2. Description des sites 67
2.2. Zonage des sites d'études et identification des placettes d'échantillonnage 67
3. Echantillonnage, description de terrain et analyses en laboratoire 74
3.1. Placettes d'échantillonnage 74
3.2. Analyses et traitements des échantillons 77
3.2.1. Pré-traitements et conditionnement des échantillons 77
3.2.2. Analyses physiques et chimiques 77
3.2.3. Analyses microbiologiques 78
3.2.1. Diversité végétale et mesures des traits racinaires 83
3.2.2. Nématofaune 84
3.2.3. Macrofaune du sol 84
4. Traitement de donnees de terrain 85
5. Principes methodologiques des differents modeles d'evaluation fonctionnelle 85
5.1. Modèle 1 : Évaluation à l'échelle des profils de sols 86
5.2. Modèle 2 : Évaluation à l'échelle des sols de surface 86
5.3. Modèle 3 : Approche intégrée multi-échelles 86
5.4. Positionnement des modèles dans la démarche méthodologique 86

CHAPITRE 4 – MODELE 1 : DIAGNOSTIC FONCTIONNEL DE TERRAIN – PROFILS DE SOLS 87
1. Introduction 87
2. Materiels et methodes 88
2.1. Echantillonnage des sols et mesures des paramètres 88
2.2. Approche de modélisation des fonctions du sol et de sa santé : méthode semi-quantitative simplifiée à l'échelle des profils de sols 88
3. Caracteristiques des profils de sols 92
3.1. Description morphologique des profils de sols 92
3.2. Classification des profils de sols étudiés 93
3.3. Paramètres physiques des profil de sols 94
3.4. Paramètres chimiques des profils de sols 98

3.5. Paramètres biologiques des profils de sols 99
4. RESULTATS DE LA CLASSIFICATION DES SOLS SELON LEURS FONCTIONS 104
4.1. Score de la fonction « Stockage du carbone » 104
4.2. Score de la fonction « Réservoir pour la biodiversité » 104
4.3. Score de la fonction « Rétention et infiltration de l'eau » 105
4.4. Score de la fonction « Support de la production végétale » 106
4.5. Scores et classes de la santé des profils de sols étudiés 107
5. DISCUSSION 108
6. CONCLUSION 112
CHAPITRE 5 – MODELE 2 : DIAGNOSTIC FONCTIONNEL DE TERRAIN – SOLS DE SURFACE 114
1. INTRODUCTION 114
2. MATERIELS ET METHODES 115
2.1. Echantillonnage des sols et mesures des paramètres 115
2.2. Approche de modélisation des fonctions du sol et de sa santé : méthode quantitative inspirée de Obriot et al., 2016 à l'échelle des sols de surface 115
2.2.1. Création du Minimal Data Set 115
2.2.2. Construction d'un référentiel d'interprétation pour l'évaluation du niveau de santé des sols . 116
2.2.3. Normalisation et pondération des données 117
2.2.4. Calcul des scores fonctionnels de chaque fonction des sols (SF), des scores fonctionnels globaux (SFG) de chaque sol étudié et de leurs scores fonctionnels totaux (SFT) 121
2.3. Traitement de données 121
3. RESULTATS 124
3.1. Paramètres physiques et chimiques des sols de surface 124
3.2. Paramètres biologiques des sols de surface 127
3.2.1. Végétation 127
3.2.2. La communauté microbienne 127
3.2.3. Nématofaune et macrofaune 132
3.3. Fonctions de la santé des sols 135
3.3.1. Distribution des notes de l'ensemble du jeu de données 135
3.3.2. Paramètres sélectionnés pour constituer le jeu de données minimum (MDS) 135
3.3.3. Scores fonctionnels globaux de « Stockage de carbone » 137
3.3.4. Scores fonctionnels globaux de « Réservoir pour la biodiversité » 138
3.3.5. Scores fonctionnels globaux de « Rétention et infiltration de l'eau » 140
3.3.6. Scores fonctionnels globaux de « Support de la production végétale » 141
3.3.7. Scores fonctionnels globaux et scores fonctionnels totaux de la santé des sols 143
4. DISCUSSION 145
5. CONCLUSION 147

CHAPITRE 6 – MODELE 3 : CONSTRUIRE UN MODELE COGNITIF ROBUSTE PERMETTANT L'EVALUATION DES FONCTIONS ASSUREES PAR LES SOLS INDUSTRIELS 149
1. INTRODUCTION 149
2. MATERIELS ET METHODES 150
2.1. Echantillonnage des sols et mesures des paramètres 150
2.2. Approche de modélisation des fonctions du sol et de sa santé : construction et principe de la méthode semi-quantitative du modèle cognitif appliquée à l'échelle des profils de sols 150
2.3. Construction des bornes du référentiel d'interprétation 151
2.4. Construction et méthode d'agrégation du modèle cognitif 152
3. RESULTATS 157
3.1. Les notes des fonctions 157
3.2. Les notes des sous-fonctions 160
3.2.1. Sous-fonctions de la fonction du « Cycle de la matière organique » 160
3.2.2. Sous-fonctions de la fonction « Production de biomasse végétale » 161
3.2.3. Sous-fonctions de la fonction « Réservoir pour la biodiversité » 163
3.2.4. Sous-fonctions de la fonction « Résistance physique » 163
3.2.5. Sous-fonctions de la fonction « Rétention, circulation et infiltration de l'eau » 164
4. DISCUSSION 165
5. CONCLUSION 169

CHAPITRE 7 – ESSAI DE REFONCTIONNALISATION DE SOLS ANTHROPIQUES TRES DEGRADES : LIEN ENTRE LES INDICATEURS D'ACTIVITES MICROBIENNES ET STRUCTURELLE DE SOLS DEGRADES ET LEURS ETATS FONCTIONNELS 171
1. INTRODUCTION 171
2. MATERIEL ET METHODE 172
2.1. Dispositif expérimental 172
2.2. Protocole d'échantillonnage 175
2.3. Mesures et analyses 175
2.3.1. Analyses physico-chimiques 176
2.3.2. Activités enzymatiques 176
2.3.3. Biomasse moléculaire, biomasse bactérienne et quantification de gènes du cycle de l'azote . 177
2.3.4. Mesures des parties racinaires et aériennes des plantes 178
2.4. Traitement de données 178
3. RESULTATS 179
3.1. Effets du compost et du temps sur les propriétés physico-chimiques de chaque sol 179
3.2. Effets du compost et du temps sur la production de biomasse végétale 183
3.3. Activité microbienne : respirations et activités enzymatiques (sommes et ratios) 186
3.3.1. Respirations microbiennes basale et induite 186
3.3.2. Sommes totales des activités enzymatiques et des cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre 187

3.3.3. Ratios d'activités enzymatiques de C/N, C/P et N/P et ratio des activités enzymatiques totales par rapport à la biomasse moléculaire ... 190

3.4. Structure et composition microbiennes : biomasse moléculaire, gènes 16S et 18S et ratio 16S/18S 193

3.5. Potentiel fonctionnel microbien : gènes liées au cycle de l'azote ... 195

4. DISCUSSION ... 199

5. CONCLUSION ... 204

CHAPITRE 8 – DISCUSSION GENERALE ... 205

1. CONSTITUTION D'UN ENSEMBLE MINIMAL D'INDICATEURS ADAPTE AUX CONTEXTES INDUSTRIELS ... 205

2. COMPARAISON DE TROIS MODELES D'EVALUATION DU FONCTIONNEMENT ET DE LA SANTE DES SOLS ... 207

3. MISE EN ŒUVRE DE LA METHODE DE DIAGNOSTIC FONCTIONNEL ... 210

4. REHABILITATION DES TECHNOSOLS : EFFICACITE DES LEVIERS TESTES ET APPORTS DU MODELE 3 POUR DEFINIR LE DELTA DE REHABILITATION ... 212

CONCLUSION GENERALE ... 218

SCHEMA SYNTHETIQUE DU PROJET DE THESE ... 221

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES ... 222

ANNEXES ... 235

ANNEXE 1 ... 235

ANNEXE 2 ... 241

ANNEXE 3 ... 243

ANNEXE 4 ... 248

ANNEXE 5 ... 252

ANNEXE 6 ... 262

ANNEXE 7 ... 263

ANNEXE 8 ... 264

ANNEXE 9 ... 265

RESUME ... 266

ABSTRACT ... 266

Liste des figures

Figure 1. Schema conceptuel des differentes etapes du projet de these. 22
Figure 2. Profils de sols observes en contexte urbain et industriel et suivant un gradient d'anthropisation. ©photographies prises par L. Florentin, H. Huot, J.-L. Morel, T. Nehls, C. Schwartz et G. Sere. 23
Figure 3. Schema des distinctions conceptuelles entre le « fonctionnement du sol », les « fonctions du sol » et des « services ecosystemiques ». 34
Figure 4. Cinetique de variation temporelle d'indicateurs physique, chimique et biologique du sol sous l'influence de facteurs environnementaux (adapte de Sere, 2018) 41
Figure 5. Schema du continuum de la restauration ecologique propose par la SER (2004). 44
Figure 6. Schema synthetique des differences etapes de selections des indicateurs, depuis le corpus bibliographique jusqu'a l'association des indicateurs avec les fonctions et les sous-fonctions. * Liste complete des criteres en Annexe 2. 52
Figure 7. Arborescence de l'association « Fonction – Sous-fonctions – Indicateurs » developpee dans ce projet de these. 54
Figure 8. Schema conceptuel illustrant la methode de zonage des sites d'etudes selectionnes. 68
Figure 9. Placettes d'echantillonnages localisees en fonction des differentes zones d'activites et du type de vegetation du site A (carte generee sur QGIS 3.28.1; Fond de carte : Service de visualisation WMTS Geoportail Publics) 70
Figure 10. Photographies des differents types de vegetation observes dans le depot de charbons du site A (zones ou a ete delimitee la premiere placette : A1 et A2 ; deuxieme placette : B1 et B2 ; troisieme placette : C1 et C2). 71
Figure 11. Placettes d'echantillonnages localisees en fonction des differentes zones d'activites et du type de vegetation du site B (carte generee sur QGIS 3.28.1; Fond de carte : Service de visualisation WMTS Geoportail Publics) 72
Figure 12. Photographies de la vegetation dans la partie sud (A1, A2) et dans la partie nord (B1, B2) de la grande zone du depots de cendres du site B. 73
Figure 13. Schema d'une placette de prelevement avec les differents types de prelevements et releves effectues (FP : fosse pedologique ; RB : releve botanique ; RF : releve de la macrofaune du sol ; TSS : prelevements a la tariere manuelle des sols de surface ; MVA : masse volumique apparente ; Ψ-C : physique – chimique ; µBIO : microbiologique). 75
Figure 14. Dispositif MicroResp™ avec la plaque Deepwell contenant les echantillons de sols (A), la microplaque contenant un reactif colore (B), la membrane en silicone trouee favorisant les echanges gazeux entre les plaques Deepwell et la microplaque (C) et couvercle et socle metallique de serrage de l'ensemble du dispositif (D). Credit photo : Yani Amarouche. 79
Figure 15. Photographies annotees des profils de sols observes sur les sites d'etudes. Les lignes en pointille delimitent les differents horizons observes lors de la description des profils de sols. Les lignes pleines indiquent la limite entre la matrice sol et le materiel parental. Zones temoins (AC, BC) ; Depots de cendres (AAD, BAD1, BAD2) ; Depots de charbons (ACD1, ACD2, ACD3) ; blocs usines (APF, BPF) ; Depot de machefers (BBAD) ; Parc a fuel (BOD). 94
Figure 16. Distribution verticale le long des profils de sols, de la fraction grossiere totale (A), des artefacts grossiers (B), des elements mineraux grossiers (C), des elements organiques grossiers (D) et de la masse volumique apparente (MVA, E). Chaque section verticale des courbes correspond a un horizon de chaque profil de sols etudie. 96
Figure 17. Triangles des classes texturales (A) et triangles de textures des premiers (B), deuxiemes (C), troisiemes (D), quatriemes (E) et du cinquieme (F) horizons des profil de sols. Generes sur R version 4.3.2 avec le package « soiltexture ». 97
Figure 18. Distribution verticale le long des profil de sols du pH (A), de la CEC (B) et du rapport C/N (C). Chaque section verticale des courbes correspond a l'horizon de chaque profil de sols etudie. 98
Figure 19. Distribution verticale le long des profils de sols, du P_{OLSEN} (A), de N_{TOT} (B), de la concentration en carbone organique (C, C_{ORG}). Chaque section verticale des courbes correspond a un horizon pour chaque profil de sols etudie. 99
Figure 20. Distribution verticale le long des profils de sols, du diametre moyen racinaire (A), de la densite de tissu racinaire (B), de la longueur specifique racinaire (C) de la teneur en matiere seche racinaire (D). Chaque section verticale des courbes correspond a un horizon pour chaque profil de sols etudie. 100
Figure 21. Distribution verticale le long des profils de sols, de la respiration microbienne basale (A) et de la respiration microbienne induite (B). Chaque section verticale des courbes correspond a un horizon pour chaque profil de sols etudie. 102
Figure 22. Distribution verticale le long des profil de sols des activites enzymatiques de l'Arylsulfatase (A), de la b-glucosidase (B), de la N-acetyl-glucosaminidase (C) et de la Phosphatase « neutre » (D). Chaque section verticale des courbes correspond a un horizon pour chaque profil de sols etudie. 103
Figure 23. Types des courbes de reponses des indicateurs pour une fonction donnee (inspire de Obriot et al., 2016) 117
Figure 24. Schema conceptuel des etapes de calcul de la ponderation des parametres pour chaque fonction de la sante des sols (Em : Eigenvalue modifiee des axes de l'ACP d'une fonction de la sante des sols en % ; Ev : Eigenvectors des parametres de l'ACP d'une fonction de la sante des sols ; Ev^2 : eigenvectors des parametres de l'ACP d'une fonction de la sante des sols eleves au carre). 122
Figure 25. Schema conceptuel des calculs des scores fonctionnels de chacune des fonctions de la sante des sols et du score fonctionnel global de chaque sol etudie (N_X_NORM : valeur normalisee d'un parametre x ; P_X : poids d'un parametre x pour une fonction donnee) 123
Figure 26. Distribution des scores obtenus par l'ensemble des parametres evalues pour les quatre fonctions etudiees, repartis dans les differentes categories de scores. 135
Figure 27. Diagramme radar des scores des indicateurs de la fonction « Stockage du carbone » des sols du site A. FG : fraction grossiere ; Corg : carbone organique ; MVA : masse volumique apparente ; b-GLU : activite enzymatique de la b-glucosidase ; BR : respiration microbienne basale ; DTR : densite de tissu racinaire ; ref : sol de reference fictif. 137

FIGURE 28. DIAGRAMME RADAR DES SCORES DES INDICATEURS DE LA FONCTION « STOCKAGE DU CARBONE » DES SOLS DU SITE B. FG : FRACTION GROSSIERE ; CORG : CARBONE ORGANIQUE ; MVA : MASSE VOLUMIQUE APPARENTE ; B-GLU : ACTIVITE ENZYMATIQUE DE LA B-GLUCOSIDASE ; BR : RESPIRATION MICROBIENNE BASALE ; DTR : DENSITE DE TISSU RACINAIRE ; REF : SOL DE REFERENCE FICTIF. 138
FIGURE 29. DIAGRAMME RADAR DES SCORES DES INDICATEURS DE LA FONCTION « RESERVOIR POUR LA BIODIVERSITE » DES SOLS DU SITE A. FG : FRACTION GROSSIERE ; RU : RESERVE UTILE ; %VEG : TAUX DE RECOUVREMENT VEGETAL ; R_VEG : RICHESSE SPECIFIQUE VEGETALE ; DTR : DENSITE DE TISSU RACINAIRE ; LSR : LONGUEUR SPECIFIQUE RACINAIRE ; AB_MACRO : ABONDANCE EN MACROFAUNE ; R_MACRO : RICHESSE FONCTIONNEL DE LA MACROFAUNE ; AB_NEMAT : ABONDANCE EN NEMATODE ; R_NEMAT : RICHESSE FONCTIONNELLE DES NEMATODES ; SI : INDICE DE STRUCTURE DE LA NEMATOFAUNE ; EI : INDICE D'ENRICHISSEMENT DE LA NEMATOFAUNE ; MI : INDICE DE MATURITE DE LA NEMATOFAUNE ; R_BACT : RICHESSE TAXONOMIQUE BACTERIENNE ; REF : SOL DE REFERENCE FICTIF. 139
FIGURE 30. DIAGRAMME RADAR DES SCORES DES INDICATEURS DE LA FONCTION « RESERVOIR POUR LA BIODIVERSITE » DES SOLS DU SITE B. FG : FRACTION GROSSIERE ; RU : RESERVE UTILE ; %VEG : TAUX DE RECOUVREMENT VEGETAL ; R_VEG : RICHESSE SPECIFIQUE VEGETALE ; DTR : DENSITE DE TISSU RACINAIRE ; LSR : LONGUEUR SPECIFIQUE RACINAIRE ; AB_MACRO : ABONDANCE EN MACROFAUNE ; R_MACRO : RICHESSE FONCTIONNEL DE LA MACROFAUNE ; AB_NEMAT : ABONDANCE EN NEMATODE ; R_NEMAT : RICHESSE FONCTIONNELLE DES NEMATODES ; SI : INDICE DE STRUCTURE DE LA NEMATOFAUNE ; EI : INDICE D'ENRICHISSEMENT DE LA NEMATOFAUNE ; MI : INDICE DE MATURITE DE LA NEMATOFAUNE ; R_BACT : RICHESSE TAXONOMIQUE BACTERIENNE ; REF : SOL DE REFERENCE FICTIF. 139
FIGURE 31. DIAGRAMME RADAR DES SCORES DES INDICATEURS DE LA FONCTION « RETENTION ET INFILTRATION DE L'EAU » DES SOLS DU SITE A. FG : FRACTION GROSSIERE ; MVA : MASSE VOLUMIQUE APPARENTE ; RU : RESERVE UTILE ; CORG : CARBONE ORGANIQUE ; Ø_R : DIAMETRE MOYEN RACINAIRE ; LSR : LONGUEUR SPECIFIQUE RACINAIRE ; REF : SOL DE REFERENCE FICTIF 140
FIGURE 32. DIAGRAMME RADAR DES SCORES DES INDICATEURS DE LA FONCTION « RETENTION ET INFILTRATION DE L'EAU » DES SOLS DU SITE B. FG : FRACTION GROSSIERE ; MVA : MASSE VOLUMIQUE APPARENTE ; RU : RESERVE UTILE ; CORG : CARBONE ORGANIQUE ; Ø_R : DIAMETRE MOYEN RACINAIRE ; LSR : LONGUEUR SPECIFIQUE RACINAIRE ; REF : SOL DE REFERENCE FICTIF 141
FIGURE 33. DIAGRAMME RADAR DES SCORES DES INDICATEURS DE LA FONCTION « SUPPORT DE LA PRODUCTION VEGETALE » DES SOLS DU SITE A. FG : FRACTION GROSSIERE ; MVA : MASSE VOLUMIQUE APPARENTE ; RU : RESERVE UTILE ; CEC : CAPACITE D'ECHANGE CATIONIQUE ; NTOT : AZOTE TOTAL ; POLSEN : PHOSPHORE ASSIMILABLE ; %VEG : TAUX DE RECOUVREMENT VEGETAL ; Ø_R : DIAMETRE MOYEN RACINAIRE ; DTR : DENSITE DE TISSU RACINAIRE ; LSR : LONGUEUR SPECIFIQUE RACINAIRE ; IVD : INDICE DE LA VOIE DE DECOMPOSITION DE LA MO DE LA NEMATOFAUNE ; EI : INDICE D'ENRICHISSEMENT DE LA NEMATOFAUNE ; B-GLU : ACTIVITE ENZYMATIQUE DE LA B-GLUCOSIDASE ; AMOA : GENE FONCTIONNEL AMOA ; NIRS : GENE FONCTIONNEL NIRS ; REF : SOL DE REFERENCE FICTIF. 142
FIGURE 34. DIAGRAMME RADAR DES SCORES DES INDICATEURS DE LA FONCTION « SUPPORT DE LA PRODUCTION VEGETALE » DES SOLS DU SITE B. FG : FRACTION GROSSIERE ; MVA : MASSE VOLUMIQUE APPARENTE ; RU : RESERVE UTILE ; CEC : CAPACITE D'ECHANGE CATIONIQUE ; NTOT : AZOTE TOTAL ; POLSEN : PHOSPHORE ASSIMILABLE ; %VEG : TAUX DE RECOUVREMENT VEGETAL ; Ø_R : DIAMETRE MOYEN RACINAIRE ; DTR : DENSITE DE TISSU RACINAIRE ; LSR : LONGUEUR SPECIFIQUE RACINAIRE ; IVD : INDICE DE LA VOIE DE DECOMPOSITION DE LA MO DE LA NEMATOFAUNE ; EI : INDICE D'ENRICHISSEMENT DE LA NEMATOFAUNE ; B-GLU : ACTIVITE ENZYMATIQUE DE LA B-GLUCOSIDASE ; AMOA : GENE FONCTIONNEL AMOA ; NIRS : GENE FONCTIONNEL NIRS ; REF : SOL DE REFERENCE FICTIF. 142
FIGURE 35. DIAGRAMME RADAR DES SCORES MOYENS DES FONCTIONS « STOCKAGE DU CARBONE » (C), « RESERVOIR POUR LA BIODIVERSITE » (BIODIV), « RETENTION ET INFILTRATION DE L'EAU » (EAU) ET « SUPPORT DE PRODUCTION VEGETALE » (VEG) DES SOLS DU SITE A ; REF : SOL DE REFERENCE FICTIF. 143
FIGURE 36. DIAGRAMME RADAR DES SCORES MOYENS DES FONCTIONS « STOCKAGE DU CARBONE » (C), « RESERVOIR POUR LA BIODIVERSITE » (BIODIV), « RETENTION ET INFILTRATION DE L'EAU » (EAU) ET « SUPPORT DE PRODUCTION VEGETALE » (VEG) DES SOLS DU SITE B ; REF : SOL DE REFERENCE FICTIF. 144
FIGURE 37. SCHEMA CONCEPTUEL DE LA CONSTRUCTION DES BORNES DU REFERENTIEL D'INTERPRETATION DES INDICATEURS DU MODELE COGNITIF ... 151
FIGURE 38. SCHEMA CONCEPTUEL DE LA SYNTHESE DES DONNEES ISSUES DU CORPUS BIBLIOGRAPHIQUE DES INDICATEURS BIOLOGIQUES POUR LA CONSTRUCTION DES BORNES INFERIEURE ET SUPERIEURE DU REFERENTIEL D'INTERPRETATION (IND : INDICATEUR ; N : VALEUR D'UNE BORNE DE L'INDICATEUR). 152
FIGURE 39. SCHEMA CONCEPTUEL DE LA CONSTRUCTION DES COEFFICIENTS DE CORRECTION DES NOTES (N) DES INDICATEURS POUR DES **PROFONDEURS FIXES** EN PRENANT EN COMPTE LES EPAISSEURS (E) DES HORIZONS ENGLOBANT TOUT OU PARTIE DES PROFONDEURS FIXES. 155
FIGURE 40. SCHEMA CONCEPTUEL DU CALCUL ET DU TRAITEMENT DES NOTES D'INDICATEURS UNIQUEMENT MESURES AU NIVEAU DES **SOLS DE SURFACE** DE LA CAMPAGNE DE TERRAIN 156
FIGURE 41. SCHEMA CONCEPTUEL DU CALCUL ET DU TRAITEMENT DES NOTES D'INDICATEURS MESURES AU NIVEAU DES **HORIZONS** DE LA CAMPAGNE DE TERRAIN 156
FIGURE 42. SCHEMA CONCEPTUEL DE L'AGREGATION DES NOTES D'INDICATEURS DES TROIS ECHELLES DE MESURES DE LA CAMPAGNE DE TERRAIN 157
FIGURE 43. REPARTITION ET NOMBRE DES NOTES DES SOUS-FONCTIONS DES SOLS DANS LES DIFFERENTES CATEGORIES DE NOTE. 160
FIGURE 44. SCHEMA D'UN LOT DE MICROCOSMES DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL AVEC LES DIFFERENTES SOLS (BBAD : MACHEFERS ; BOD : PARC A FIOUL ; BAD2 : CENDRES) ET TRAITEMENTS (A GAUCHE : PLANTES ; A DROITE : PLANTES AVEC COMPOST) POUR UN TEMPS DE RECOLTE DONNE 174
FIGURE 45. ENSEMBLE DES MICROCOSMES DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL AVANT REPARTITION ALEATOIRE 175
FIGURE 46. SCHEMA CONCEPTUEL DU PROTOCOLE DE TRAITEMENT STATISTIQUE APPLIQUE AUX DONNEES DE L'EXPERIENCE EN CONDITIONS CONTROLEES. 178
FIGURE 47. PH DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 35). 181
FIGURE 48. CARBONE ORGANIQUE DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 35). L'ABSENCE DE LETTRE INDIQUE QU'AUCUNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE N'A ETE DETECTEE PAR LES TESTS STATISTIQUES (TABLEAU 35). 181

FIGURE 49. AZOTE TOTAL DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 35). 182
FIGURE 50. CONCENTRATION EN AZOTE AMMONIACALE ($N\text{-}NH_4$) DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 35). 182
FIGURE 51. CONCENTRATION EN PHOSPHORE ASSIMILABLE (P_{OLSEN}) DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 35). 183
FIGURE 52. BIOMASSE AERIENNE SECHE DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 36). L'ABSENCE DE LETTRE INDIQUE QU'AUCUNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE N'A ETE DETECTEE PAR LES TESTS STATISTIQUES (TABLEAU 36). 185
FIGURE 53. RATIO DE LA BIOMASSE SECHE RACINAIRE SUR LA BIOMASSE SECHE DE LA PLANTE ENTIERE (RACINE / PLANTE) DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 36). L'ABSENCE DE LETTRE INDIQUE QU'AUCUNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE N'A ETE DETECTEE PAR LES TESTS STATISTIQUES (TABLEAU 36). 185
FIGURE 54. RESPIRATION MICROBIENNE INDUITE DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT (TABLEAU 37). L'ABSENCE DE LETTRE INDIQUE QU'AUCUNE DIFFERENCE SIGNIFICATIVE N'A ETE DETECTEE PAR LES TESTS STATISTIQUES (TABLEAU 37). 187
FIGURE 55. SOMME TOTALE DES ACTIVITES ENZYMATIQUES DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 38). 188
FIGURE 56. RATIOS DES ACTIVITES ENZYMATIQUES LIEES AUX CYCLES BIOGEOCHIMIQUES DU CARBONE ET D'AZOTE (ACTIVITES C/N) DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 39). 191
FIGURE 57. RATIOS DES ACTIVITES ENZYMATIQUES LIEES AUX CYCLES BIOGEOCHIMIQUES DU CARBONE ET DU PHOSPHORE (ACTIVITES C/P) DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 39). 191
FIGURE 58. RATIO DES ACTIVITES ENZYMATIQUES LIEES AUX CYCLES BIOGEOCHIMIQUES DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE (ACTIVITES C/P) DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 39). 192
FIGURE 59. RATIO DE LA SOMME TOTALE DES ACTIVITES ENZYMATIQUES PAR RAPPORT A LA BIOMASSE MOLECULAIRE MICROBIENNE (ADN) DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T3, T4, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 39). 192
FIGURE 60. BIOMASSE MOLECULAIRE (ADN EXTRAIT) DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T1, T3, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 40). 194
FIGURE 61. ABONDANCE EN GENES 16S DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T1, T3, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 40). 194
FIGURE 62. ABONDANCE EN GENES 18S DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T1, T3, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE (TABLEAU 40). 195
FIGURE 63. ABONDANCE EN GENES AMOA DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T1, T3, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE ($P < 0,05$). 197
FIGURE 64. ABONDANCE EN GENES NARG DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T1, T3, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE ($P < 0,05$). 197
FIGURE 65. ABONDANCE EN GENES NIRS DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T1, T3, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE ($P < 0,05$). 198
FIGURE 66. ABONDANCE EN GENES NOSZ DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T1, T3, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE ($P < 0,05$). 198

FIGURE 67. ABONDANCE EN GENES NIFH DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD EN FONCTION DU TRAITEMENT (P = PLANTE ; P+C = PLANTE + COMPOST) ET DU TEMPS (T1, T3, T5). **LES TROIS SOLS SONT PRESENTES SEPAREMENT.** LES LETTRES DISTINCTES INDIQUENT DES DIFFERENCES SIGNIFICATIVES ENTRE LES COMBINAISONS TEMPS × TRAITEMENT POUR UN SOL DONNE ($p < 0,05$). 199
FIGURE 68. COMPARAISON DES SCORES TOTAUX OBTENUS POUR LES SOLS ETUDIES SELON LES TROIS MODELES D'EVALUATION DU FONCTIONNEMENT DES SOLS (MODELES 1, 2, 3) PRESENTES SELON LEURS ECHELLES D'EVALUATION RESPECTIVES, ET ILLUSTREE PAR LES PHOTOGRAPHIES DES PROFILS DE SOLS CORRESPONDANTS (LES LIGNES PLEINS INDIQUENT LA LIMITE ENTRE LA MATRICE SOL ET LE MATERIEL PARENTAL) 208
FIGURE 69. PROFILS DE SCORES ISSUS DU MODELE 3 DES SOLS BAD2, BBAD ET BOD ETUDIES LORS DU DIAGNOSTIC FONCTIONNEL (T0) POUR LES FONCTIONS « CYCLE DE LA MATIERE ORGANIQUE » (CYCLE MO) ; « PRODUCTION DE BIOMASSE VEGETALE » POUR LES STRATES HERBACEES (PROD. VEG HERBACEE), ARBUSTIVES (PROD. VEG ARBUSTIVE) ET ARBOREE (PROD. VEG ARBOREE) ; « RESERVOIR POUR LA BIODIVERSITE » (BIODIV) ; « RESISTANCE PHYSIQUE » (REST. PHYSIQUE) ; ET « RETENTION, CIRCULATION ET INFILTRATION DE L'EAU » (EAU). 213
FIGURE 70. ENSEMBLE DES NOTES ISSUES DU MODELE 3 OBTENUES LORS DU DIAGNOSTIC FONCTIONNEL (T0) ET SOUS LES MODALITES DE REHABILITATIONS AU BOUT D'UN AN (P : PLANTE ; P+C : PLANTE + COMPOST) POUR LES SOLS BAD2, BBAD ET BOD AUX FONCTIONS « CYCLE DE LA MATIERE ORGANIQUE », « PRODUCTION DE BIOMASSE VEGETALE » (STRATE HERBACEE) ET « RESERVOIR POUR LA BIODIVERSITE ». 215

Liste des tableaux

Tableau 1. Categories de SUITMAS (Soils in Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas = sols de zones urbaines, industrielles, de circulation, minieres et militaires) et types de sols definis par le Referentiel pedologique français (Bechet et al., 2019)..... 26

Tableau 2. Liste des parametres preselectionnes classes par categorie et associes a leurs notes totales des criteres de preselections. Les parametres dont la note totale est inferieure ou egale a la note seuil eleve sont inscrits en rouge. 55

Tableau 3. Liste des indicateurs non retenus classes par categorie et associes a leurs notes totales des criteres de preselections. Les indicateurs dont la note totale est superieure a la note moyenne sont inscrits en vert. 58

Tableau 4. Correspondance entre la nature des activites industrielles des sites A et B et leurs vegetations, leurs nombres de placettes et leurs ID sol..... 69

Tableau 5. Repartition des echantillons et des sous-echantillons preleves lors de la campagne de terrain entre les differents laboratoires partenaires du projet de these et des laboratoires sous-traitants (cellules grises). MVA : mesure de la masse volumique apparente ; Ψ-C : mesures de parametres physico-chimiques. 76

Tableau 6. Genes fonctionnels lies au cycle de l'azote du sol avec les amorces utilisees et les cibles, ainsi que leurs programmes qPCR associes (Fikri et al., 2021 ; Nitschke et al., 2025)..... 82

Tableau 7. Referentiel reliant les scores et la gamme de valeurs des parametres biologiques, physiques et chimiques en fonction de 4 fonctions du sol. Les parametres dans les cellules grises ont ete mesures a l'echelle de l'ensemble du profil du sol. Lettres des references allant de a a q suivent l'ordre suivant (Birouste et al., 2014 ; Birt et Bonnett, 2018 ; Brunner et al., 2009 ; Burke et al., 2011 ; Cebron et al., 2011 ; Cherel et al., 2016 ; Cousin et al., 2025 ; Craine et al., 2003 ; Fikri et al., 2021 ; Freschet et al., 2021b ; Freschet et Roumet, 2017 ; « Gis Sol » La carte nationale des stocks de carbone des sols integree dans la carte mondiale de la FAO », s. d. ; Riah-Anglet et al., 2018 ; Samarajeewa et al., 2017 ; Schwartz et al., 2022 ; Sushko et al., 2019 ; Vincent et al., 2018a). Expert : a dire d'expert. 90

Tableau 8. Correspondance entre les scores finaux et les classes de la sante des sols 92

Tableau 9. Ancienne zone d'activite, type de sols, profondeurs du sol et d'enracinement des profils de sols observes 92

Tableau 10. Scores physico-chimiques, biologiques et totaux de la fonction « Stockage de carbone » des profil de sols etudies. Les scores en gras indiquent que les scores physico-chimiques et biologiques sont proches numeriquement. 104

Tableau 11. Scores physico-chimiques, biologiques et totaux de la fonction « Reservoir pour la biodiversite » des profil de sols etudies. Les scores en gras indiquent que les scores physico-chimiques et biologiques sont proches numeriquement. 105

Tableau 12. Scores physico-chimiques, biologiques et totaux de la fonction « Retention et infiltration de l'eau » des profil de sols etudies. Les scores en gras indiquent que les scores physico-chimiques et biologiques sont proches numeriquement. 105

Tableau 13. Scores physico-chimiques, biologiques et totaux de la fonction « Support de la production vegetale ». Les scores en gras indiquent que les scores physico-chimiques et biologiques sont proches numeriquement. 106

Tableau 14. Scores totaux de chaque fonction, scores finaux de la sante des sols et des classes du niveau de sante des profil de sols etudies. Les scores soulignes representent les scores maximum et minimum obtenus. 107

Tableau 15. Referentiel d'interpretation des parametres associes au type de reponse et aux valeurs minimale, maximale et optimale selon la fonction consideree. Les parametres en gras sont les parametres dont les valeurs minimale et maximale sont issues du jeu de donnees de la these. Lettres des references allant de a a u suivent l'ordre suivant (Birouste et al., 2014 ; Birt et Bonnett, 2018 ; Brunner et al., 2009 ; Burke et al., 2011 ; Cebron et al., 2011 ; Cherel et al., 2016 ; Cousin et al., 2025 ; Kövendi-Jako et al., 2019 ; Meyer et al., 2013 ; Mills et al., 2020 ; Riah-Anglet et al., 2018 ; Samarajeewa et al., 2017 ; Schwartz et al., 2022 ; Sushko et al., 2019 ; Vincent et al., 2018a, 2018b ; Wang et al., 2017 ; Yadav et al., 2022)..... 118

Tableau 16. Calculs et conditions de normalisation des donnees (n) des parametres avec les valeurs minimale (x_{MIN}), maximale (x_{MAX}) et optimale (x_{OPT}) du referentiel d'interpretation par rapport aux types de courbe reponse (n_norm : donnee n normalisee d'un parametre). 120

Tableau 17. Ensemble des donnees des sols de surface pour les parametres physiques. FG : fraction grossiere ; Artef : artefacts grossiers ; EGmin : elements mineraux grossiers ; EGorg : elements organiques grossiers ; MVA : masse volumique apparente ; Reserve : reserve utile en eau. Chaque parametre est associe a ces valeurs minimale (Min), maximale (Max), mediane et intervalle interquartile (IQR). NA : Non Applicable. 125

Tableau 18. Ensemble des donnees des sols de surface pour les parametres chimiques. C_{ORG} : concentration en carbone organique ; N_{TOT} : concentration en azote total ; P_{OLSEN} : concentration en phosphore disponible pour les plantes mesuree par la methode Olsen ; $CaCO_3$: concentration totale en carbonate ; CEC : capacite d'echange cationique. 126

Tableau 19. Ensemble des donnees des sols de surface pour les parametres vegetaux et racinaires. MSR : teneur en matiere seche racinaire ; DLR : densite de longueur racinaire ; DMR : densite de masse racinaire ; DTR : densite de tissu racinaire ; LSR : longueur specifique racinaire. Format des donnees : moyenne ± ecart-type. Des lettres differentes indiquent qu'il y a une difference entre deux sols ($p < 0,05$). Tuckey : comparaison parametrique par paire via une regression lineaire multiple ; SNK : comparaison non parametrique par paire de Student-Newman-Keuls. 128

Tableau 20. Details des respirations microbiennes basale et induite des sols de surface. Format des donnees : moyenne ± ecart-type. Des lettres differentes indiquent qu'il y a une difference entre deux sols ($p < 0,05$). SNK : comparaison non parametrique par paire de Student-Newman-Keuls. 129

Tableau 21. Details des activites enzymatique de l'Arylsulfatase (ARS), de la b-glucosidase (B-GLU), de la N-acetyl-glucosamidase (NAG) et de la Phosphatase « neutre » (PHOS) des sols de surface. Format des donnees : moyenne ± ecart-type. Des lettres

differentes indiquent qu'il y a une difference entre deux sols (p-value < 0,05). SNK : comparaison non parametrique par paire de Student-Newman-Keuls. 129
Tableau 22. Details de la biomasse moleculaire, de la richesse taxonomique bacterienne, de l'indice inverse de Simpson bacterien et de la concentration en gene 16S de chaque sol de surface etudie. Format des donnees : moyenne ± ecart-type. Des lettres differentes indiquent qu'il y a une difference entre deux sols (p-value < 0,05). Tuckey : comparaison parametrique par paire via une regression lineaire multiple ; SNK : comparaison non parametrique par paire de Student-Newman-Keuls. 130
Tableau 23. Details des concentrations en genes fonctionnels lies au cycle de l'azote. amoA : ammoniac monooxygenase ; narG : nitrate reductase ; nirS : nitrite reductase ; nosZ : protoxyde d'azote reductase. Format des donnees : moyenne ± ecart-type. Des lettres differentes indiquent qu'il y a une difference entre deux sols (p-value < 0,05). SNK : comparaison non parametrique par paire de Student-Newman-Keuls. 131
Tableau 24. Details des abondances totale et relative (bacterivore, fongivore, predateur, phytoparasite, phytophage facultatif) et differents indices de la communaute de nematode des sols de surface. EI : indice d'enrichissement ; SI : indice de structure ; MI : indice de maturite ; IVD : indice de la voie de decomposition de la matiere organique. 133
Tableau 25. Details des abondances, richesses et indices de Simpson des groupes fonctionnels de la macrofaune des sols de surface. Format des donnees : moyenne ± ecart-type. Des lettres differentes indiquent qu'il y a une difference entre deux sols (p < 0,05). SNK : comparaison non parametrique par paire de Student-Newman-Keuls. 134
Tableau 26. Scores fonctionnels totaux de la sante des sols de surface etudie. ref : sol de reference fictif. 144
Tableau 27. Correspondance entre les fonctions et les sous-fonctions et leurs profondeurs et couvertures d'evaluation optimales. 153
Tableau 28. Ensemble des notes des sols de chaque fonction etudiee associees a la note totale de chaque sol. Les cellules roses indiquent les notes inferieures a 1 ; les cellules jaunes indiquent les notes comprises entre 1 et 1,5 ; les cellules vertes indiquent les notes comprises en 1,5 et 2 ; les cellules bleues indiquent les notes comprises entre 2 et 3. La note en gras est la note la plus elevee et celle soulignee est la plus faible sur l'ensemble des notes des fonctions des sols etudies. 159
Tableau 29. Ensemble des notes des sols pour les sous-fonctions « Stockage du carbone » et de « Transformation de la matiere organique » de la fonction « Cycle de la matiere organique ». 161
Tableau 30. Ensemble des notes des sols pour les sous-fonctions « Transformation de la matiere organique », « Stocks des nutriments », « Phytodisponibilites des nutriments », « Support d'ancrage » et « Retention en eau utile » avec le detail des notes par types de strates vegetales (Arbo. : Arboree ; Arbu. : Arbustive ; Herb. : Herbacee). 162
Tableau 31. Ensemble des notes des sols pour les sous-fonctions « Reservoir de biodiversite specifique », « Reservoir de biodiversite fonctionnelle » et « Reservoir d'habitat » de la fonction « Reservoir pour la biodiversite ». 163
Tableau 32. Ensemble des notes des sols pour les sous-fonctions « Circulation et infiltration de l'eau » et « Stabilite physique » de la fonction « Resistance physique ». 164
Tableau 33. Ensemble des notes des sols pour les sous-fonctions « Circulation et infiltration de l'eau » et « Retention en eau » de la fonction « Retention, circulation et infiltration de l'eau ». 164
Tableau 34. Gene fonctionnel nifH lies au cycle de l'azote du sol avec ses amorces utilisees et sa cible, ainsi que son programme qPCR associe (Nitschke et al., 2025). 177
Tableau 35. Effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur les parametres physico-chimiques de chaque sol. Les cellules en gris indiquent les effets significatifs. Format des donnee : ANOVA avec la valeur F et la p-value associee (p) ; Kruskal-Wallis avec la valeur du x^2 et la p-value associee (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associee (p) ; SNK : test post-hoc non parametrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associee (p). 180
Tableau 36. Effets du traitement, du temps et de leurs combinaisons sur la biomasse seche aerienne et le ratio des biomasses racinaire et de la plante entiere (ratio racine/plante) de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnee : ANOVA avec la valeur F et la p-value associee (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associee (p). 184
Tableau 37. Effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur les respirations microbiennes basale et induite de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnee : ANOVA avec la valeur F et la p-value associee (p) ; Kruskal-Wallis avec la valeur du x^2 et la p-value associee (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associee (p) ; SNK : test post-hoc non parametrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associee (p). 186
Tableau 38. Effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur les sommes d'activites enzymatiques totales et liees aux cycles biogeochimiques du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnee : ANOVA avec la valeur F et la p-value associee (p) ; Kruskal-Wallis avec la valeur du x^2 et la p-value associee (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associee (p) ; SNK : test post-hoc non parametrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associee (p). 189
Tableau 39. Effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur les ratios d'activites enzymatiques de C/N, C/P et N/P et le ratio des activites enzymatiques totales par rapport a la biomasse moleculaire de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnee : ANOVA avec la valeur F et la p-value associee (p) ; Kruskal-Wallis avec la valeur du x^2 et la p-value associee (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associee (p) ; SNK : test post-hoc non parametrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associee (p). 190
Tableau 40. Effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur la biomasse moleculaire, sur les abondances en genes 16S et 18S et sur le ratio 16S/18S de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnee : ANOVA avec la valeur F et la p-value associee (p) ; Kruskal-Wallis avec la

valeur du x^2 et la p-value associee (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associee (p) ; SNK : test post-hoc non parametrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associee (p). 193
Tableau 41. Resume des tests statistiques des effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur les abondances des genes fonctionnels amoA, narG, nirS, nosZ et nifH de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnee : Kruskal-Wallis avec la valeur du x^2 et la p-value associee (p) ; SNK : test post-hoc non parametrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associee (p)..... 196
Tableau 42. Notes (sur 3) obtenues issues du modele 3 pour chaque fonctions associees a la note totale des sols BAD2, BBAD et BOD entre le diagnostic fonctionnel (T0) et les deux modalites de rehabilitation fonctionnel (plante : P ; plante et compost : P+C) apres 1 an d'experimentation. Cellules roses indiquent les notes les plus faibles ; cellules en jaune indiquent les notes intermediaires ; cellules en vert indiquent les notes les plus elevees..... 214

Préambule

Cette thèse s'inscrit dans un contexte où les sols, composantes essentielles du fonctionnement des écosystèmes, jouent un rôle central dans la fourniture de services écosystémiques indispensables pour répondre aux grands enjeux environnementaux actuels tels que le changement climatique, l'érosion de la biodiversité ou encore la gestion des risques naturels. Les activités humaines, et plus particulièrement industrielles, ont conduit à une dégradation importante de nombreux sols, affectant leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques. Longtemps considérés comme des contraintes ou des déchets à éliminer, ces sols dégradés constituent aujourd'hui de véritables opportunités pour développer des stratégies innovantes de reconversion et de refonctionnalisation.

Dans ce contexte, les gestionnaires fonciers expriment un besoin croissant d'outils méthodologiques fiables permettant de diagnostiquer l'état fonctionnel des sols et d'orienter les décisions de gestion vers des usages futurs adaptés. La présente thèse a ainsi pour ambition de développer une approche intégrée de gestion des sols dégradés, depuis le diagnostic fonctionnel jusqu'à la mise en œuvre de solsutions opérationnelles de réhabilitation. Elle vise notamment à tester et comparer différentes méthodes d'évaluation des fonctions des sols, à confronter ces diagnostics à des scénarios d'usages, puis à expérimenter des leviers d'ingénierie écologique permettant d'accompagner leur trajectoire de restauration.

Ce travail doctoral est le fruit d'un partenariat scientifique et institutionnel étroit entre le Laboratoire Sols et Environnement (Université de Lorraine – INRAE), le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM), le laboratoire CITERES (CNRS – INSA Centre Val de Loire – Université de Tours) et EDF R&D, qui en assure le financement. Inscrite dans une dynamique collaborative pluridisciplinaire, cette thèse a bénéficié d'un encadrement conjoint associant expertises en pédologie, écologie, microbiologie et gestion environnementale. Elle s'intègre pleinement aux travaux conduits au sein du Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Friches Industrielles (GISFI) et vise à produire des outils d'aide à la décision concrets et transférables pour une gestion durable des sols anthropisés.

Introduction générale

L'artificialisation des milieux constitue aujourd'hui l'une des principales manifestations des pressions anthropiques exercées sur les écosystèmes terrestres (Fosse, 2019 ; Vincent *et al.*, 2018a). Ce processus, qui s'étend de manière continue à l'échelle mondiale, résulte de la croissance démographique, de l'urbanisation et du développement des infrastructures et des activités industrielles. Sur le plan réglementaire, l'artificialisation se définit comme la transformation durable d'un sol naturel, agricole ou forestier (ENAF) en surface anthropisée, conduisant à une altération partielle ou totale de ses fonctions écologiques, hydriques, climatiques et agronomiques (loi Climat et Résilience, art. L.101-2-1 du Code de l'urbanisme). Cette définition rejoint celle proposée dans la littérature scientifique, où l'artificialisation est décrite comme un processus de modification profonde, structurelle et fonctionnelle des sols résultant des activités humaines (Béchet *et al.*, 2017 ; Vincent *et al.*, 2018a).

En France, la mesure de ce phénomène repose sur la consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers (ENAF), entendue comme la création ou l'extension effective d'espaces artificialisés (article 194 de la loi Climat et Résilience). Cette approche vise à quantifier les changements d'usage des sols afin d'évaluer leur impact sur les équilibres territoriaux. À l'échelle nationale, la consommation d'ENAF liée à l'artificialisation est estimée en moyenne entre 20 000 et 25 000 hectares par an depuis les années 2010, malgré une inflexion récente des trajectoires d'urbanisation, ce qui traduit la persistance d'une pression foncière significative sur les sols (Cerema, 2023 ; France Stratégie, 2023 ; ADEME, 2021). Il convient toutefois de souligner que la préoccupation initiale portée à l'artificialisation découle avant tout de la réduction des surfaces agricoles productives et du mitage des espaces ruraux (Antoni *et al.*, 2025 ; European Environment Agency, 2022), plus que de la disparition des espaces naturels, dont certaines catégories ont connu une évolution globalement plus modérée au cours des dernières décennies, même si des milieux spécifiques comme les zones humides continuent de régresser (Fosse, 2019).

Les activités humaines responsables de ce processus sont multiples. Les dynamiques d'urbanisation résidentielle demeurent un facteur majeur, notamment par la construction de logements individuels et l'imperméabilisation croissante des sols. Les infrastructures de transport (routes, voies ferrées, plateformes logistiques) contribuent également à la fragmentation et à la dégradation des milieux. Enfin, même si dans un contexte de désindustrialisation leur développement est bien moindre que les deux précédentes, les activités industrielles et énergétiques ont mobilisé et mobilisent toujours d'importantes superficies, tant pour l'implantation des installations de production que pour le stockage ou le transport de l'énergie. Les données nationales de suivi de la consommation foncière

indiquent ainsi qu'environ 23 à 24 % des surfaces nouvellement artificialisées sont destinées aux activités économiques, incluant les zones d'activités, logistiques et industrielles, soulignant le rôle structurel des dynamiques productives dans l'artificialisation des sols, même si l'habitat demeure le principal moteur de la consommation d'ENAF (Cerema, 2024 ; ADEME, 2021). Les surfaces industrielles représentent une part plus limitée du stock total de sols artificialisés, mais elles se distinguent par des niveaux d'anthropisation souvent élevés, par la présence de sols remaniés, compactés ou constitués de matériaux technogènes, et par des trajectoires pédologiques et fonctionnelles spécifiques associées aux usages productifs des sites (ADEME, 2021 ; European Environment Agency, 2022).

Ces formes d'anthropisation se traduisent par une modification profonde des propriétés pédologiques, physiques, chimiques et biologiques des sols (Béchet *et al.*, 2017). Elles entraînent des perturbations des fonctions du sol et compromettent ainsi la régulation hydrique, la séquestration du carbone, la biodiversité souterraine et, plus ou moins, la résilience des écosystèmes. Dans ce contexte, la gestion durable des sols apparaît comme un enjeu stratégique, conditionnant à la fois la sécurité alimentaire, la préservation de la biodiversité et la lutte contre le changement climatique. Transformer nos modes de gestion et d'utilisation de cette ressource devient ainsi un impératif écologique et sociétal.

Face à l'ampleur du phénomène, le législateur a progressivement intégré la question de l'artificialisation dans les politiques publiques. La loi Climat et Résilience de 2021 a précisé le cadre juridique relatif à l'artificialisation et défini la désartificialisation comme l'ensemble des actions visant à restaurer ou améliorer la fonctionnalité des sols. Le décret n°2022-763 du 29 avril 2022 a par la suite précisé la nomenclature des sols artificialisés, en distinguant notamment les surfaces imperméabilisées par le bâti ou les revêtements, les sols compactés ou stabilisés, ainsi que les surfaces à usage résidentiel, productif ou logistique.

Cependant, malgré ce cadre juridique en voie de consolidation, aucune méthodologie opérationnelle pour le contexte industriel, n'est aujourd'hui reconnue pour évaluer quantitativement et qualitativement les fonctions du sol. Ce manque de référentiels empêche une application homogène des objectifs nationaux et européens, et freine la mise en œuvre de politiques fondées sur l'état de santé réel des sols.

À l'échelle communautaire, la proposition de directive relative à la surveillance et à la résilience des sols, présentée par la Commission européenne en 2023 dans le cadre de la stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030, constitue une étape structurante vers l'établissement d'un cadre législatif commun dédié à la santé des sols (European Commission, 2023). Ce texte vise à combler l'absence de cadre juridique spécifique à l'échelle de l'Union en matière de protection et de suivi des

sols, en mettant en place un système harmonisé de surveillance de l'état de santé des sols fondé sur des indicateurs communs et comparables entre États membres.

La directive sur la surveillance et la résilience des sols, en cours d'adoption dans le cadre de la procédure législative ordinaire, repose sur la définition de descripteurs communs du sol permettant de caractériser leur état physique, chimique et biologique, tout en reconnaissant la forte variabilité des types de sols, des usages et des conditions climatiques à l'échelle européenne (European Commission, 2023 ; European Commission, 2025). Elle prévoit l'établissement d'un cadre harmonisé de surveillance, d'évaluation et de gestion de la santé des sols, visant à améliorer la disponibilité, la comparabilité et la cohérence des données relatives aux sols à l'échelle de l'Union.

Ce dispositif s'inscrit dans une approche progressive et flexible, laissant aux États membres la responsabilité de définir les modalités opérationnelles de mise en œuvre, notamment en ce qui concerne l'organisation des systèmes de surveillance, la délimitation des unités de sols et l'adaptation des critères aux contextes nationaux et locaux (European Commission, 2025). L'objectif indicatif à long terme de ce cadre est de parvenir à des sols en bonne santé à l'horizon 2050, en cohérence avec la stratégie européenne pour les sols et les engagements du Pacte vert pour l'Europe (European Commission, 2023 ; European Commission, 2025).

Ces orientations traduisent la volonté de l'Union européenne d'instaurer un cadre commun d'évaluation de l'état et de la santé des sols, tout en respectant le principe de subsidiarité et la diversité des contextes pédoclimatiques et d'usages des terres au sein des États membres. Toutefois, la mise en œuvre opérationnelle de ce cadre demeure complexe, ce qui s'explique notamment par l'hétérogénéité des dispositifs nationaux de suivi des sols, l'absence d'harmonisation méthodologique préalable et les enjeux d'articulation avec les politiques d'aménagement, de biodiversité et de lutte contre l'artificialisation des sols. Ainsi, la construction d'une méthodologie harmonisée d'évaluation des fonctions du sol constitue aujourd'hui un enjeu central, conditionnant à la fois la crédibilité scientifique des politiques foncières et leur applicabilité opérationnelle.

Dans ce cadre réglementaire européen visant à mieux caractériser, surveiller et restaurer la santé des sols, la question de l'évaluation fonctionnelle des sols anthropisés devient centrale, en particulier pour les sites à usage industriel. Ces espaces, marqués par des héritages d'usages intensifs, des remaniements pédologiques et la présence fréquente de sols technogènes, constituent des cas d'étude privilégiés pour l'opérationnalisation d'approches de diagnostic fonctionnel des sols, à l'interface entre exigences réglementaires, gestion foncière et objectifs de refonctionnalisation écologique.

Le groupe Électricité de France (EDF) est l'un des principaux propriétaires fonciers du territoire national, avec plus de 30 000 hectares de terres émergées. Ces espaces accueillent une grande diversité d'installations industrielles, majoritairement dédiées à la production d'électricité sous ses différentes formes (hydraulique, fossile, nucléaire, éolien, photovoltaïque).

Dans une logique de conciliation entre activité industrielle et préservation de la biodiversité, EDF a inscrit la gestion de ses sites dans plusieurs démarches volontaires (Stratégie nationale pour la biodiversité, Act4Nature, Raison d'être du groupe). Ces engagements traduisent la volonté de « construire un avenir énergétique neutre en CO_2 conciliant préservation de la planète, bien-être et développement grâce à l'électricité et à des solutions innovantes ».

Les politiques publiques récentes, notamment le Plan Biodiversité (2018) et la loi Climat et Résilience (2021), encouragent l'intégration explicite de la lutte contre l'artificialisation des sols dans les stratégies foncières industrielles. Cette exigence est renforcée par la procédure d'évaluation environnementale, dans laquelle le projet d'artificialisation des sols doit désormais être évalué (article L.122-3 du Code de l'environnement).

Dans ce contexte, EDF fait face à un double enjeu : assurer la transition énergétique par le développement de nouvelles capacités de production, tout en réduisant l'impact de ses installations sur les sols. Le démantèlement des centrales thermiques, la réutilisation des sites délaissés et la création de nouveaux projets d'énergies renouvelables offrent des opportunités pour réhabiliter les sols dégradés, restaurer leur fonctionnalité écologique et améliorer la cohérence des paysages.

Ce travail de thèse s'inscrit dans le cadre du programme EDF BIODIV'2025, piloté par la Direction Recherche et Développement d'EDF, qui vise à intégrer l'analyse fonctionnelle des sols dans la gestion du patrimoine foncier de l'entreprise. L'objectif général de la thèse est de considérer les sols des sites industriels comme des leviers pour la conservation et la gestion durable de la ressource en sol, plutôt que comme des contraintes liées aux usages passés. Il s'agit de développer une méthode d'évaluation intégrée de l'état fonctionnel des sols sur la base d'indicateurs physiques, chimiques et biologiques, en cohérence avec les descripteurs de santé des sols proposés au niveau européen.

Deux questions de recherche structurent ce travail :

a. Comment concevoir et étalonner un diagnostic opérationnel permettant d'évaluer l'état fonctionnel des sols industriels, à partir d'un ensemble minimal d'indicateurs et d'une stratégie d'échantillonnage adaptée au gradient d'anthropisation observé ?
b. À partir du diagnostic fonctionnel obtenu, comment définir des trajectoires réalistes d'amélioration de la qualité fonctionnelle des sols, fondées sur l'état fonctionnel initial mis en

évidence par ce diagnostic, et orienter en conséquence le choix des interventions de génie écologique adaptées aux usages envisagés ?

Pour y répondre, la thèse s'est articulée en quatre étapes (Figure 1) :

1. Une revue de la littérature scientifique et technique visant à construire une méthode de sélection d'indicateurs du sols pertinent pour effectuer un diagnostic fonctionnel couvrant la complexité et la multifonctionnalité des sols en contexte industriel et à l'établissement d'une liste d'indicateurs adaptés à ce contexte (Chapitres 1 et 2)
2. L'application de cette liste d'indicateur lors de la campagne de terrain ainsi qu'à la construction et mise en place d'une méthode de sélection et de zonage des sites d'études (Chapitre 3)
3. L'élaboration d'un référentiel d'interprétation et de systèmes de notations synthétiques à différentes échelles d'évaluation du fonctionnement des sols (Chapitre 4 : profils de sols ; Chapitre 5 : sols de surfaces ; Chapitre 6 : profils de sols et sols de surface)
4. Enfin, une expérimentation en conditions contrôlées sur des sols industriels très dégradés, visant à tester, dans un contexte de refonctionnalisation, l'effet de leviers simples de génie écologique, comme l'application d'amendement organique et le semi d'un couvert végétal spécifique sur la reprise de l'activité microbienne et de la production de biomasse végétale (Chapitre 7)

Enfin, une discussion générale (Chapitre 8) présente les conclusions majeures de ce travail, ses perspectives d'application et les nouvelles questions soulevées.

Ainsi, cette thèse vise à combler le déficit méthodologique actuel en matière d'évaluation des fonctions du sol en contexte industriel, en articulant les exigences scientifiques de caractérisation des processus pédologiques et les besoins opérationnels des acteurs de la transition écologique.

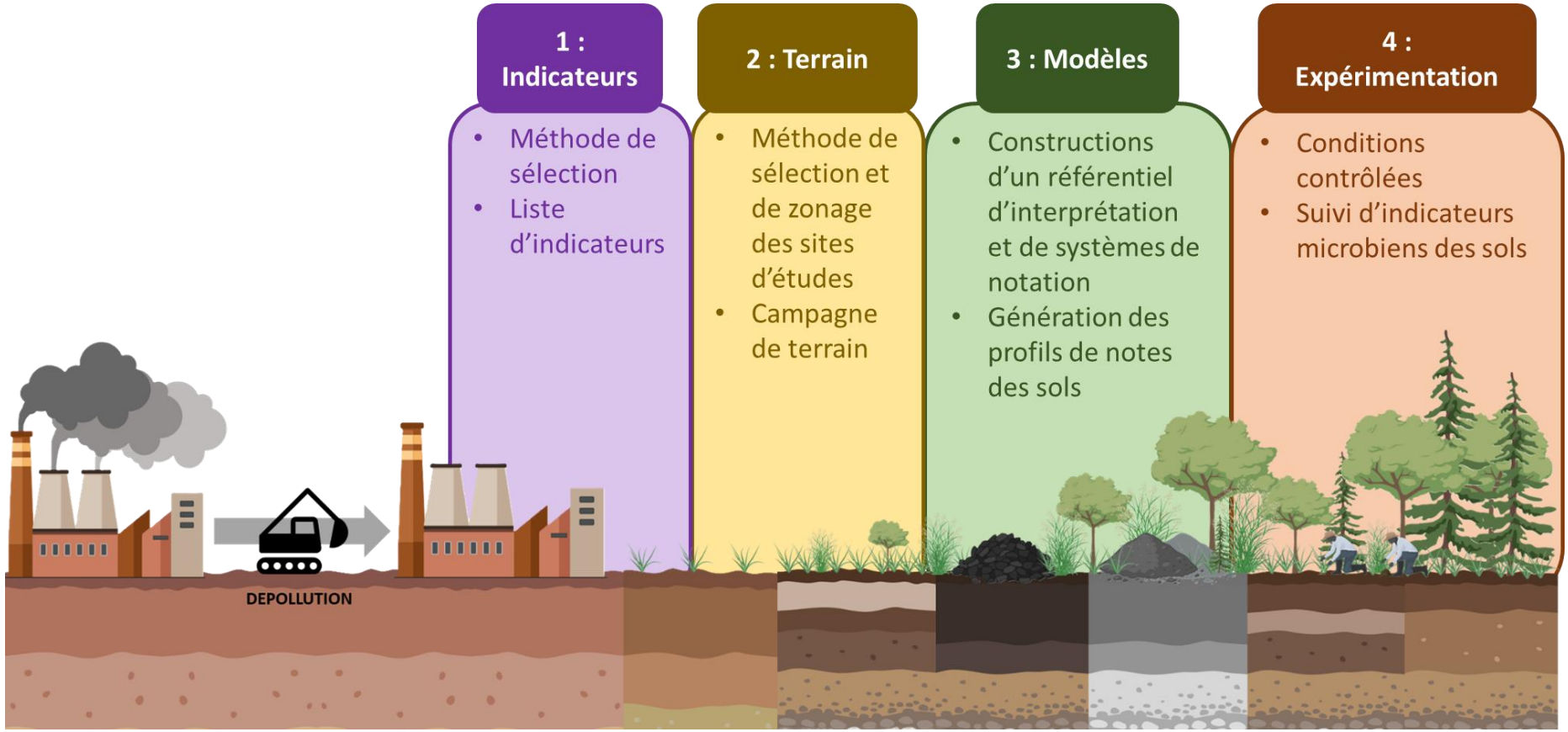


Figure 1. Schéma conceptuel des différentes étapes du projet de thèse.

Chapitre 1 – Etat de l'art

1. Les sols en contexte industriel : des systèmes anthropisés le long d'un gradient d'artificialisation

Les sols présents dans les contextes urbains et industriels forment un ensemble hétérogène dont la genèse et la dynamique résultent à la fois des facteurs classiques de la pédogénèse (i.e. climat, matériau parental, organismes vivants, topographie), mais aussi directement ou indirectement des activités humaines. Ces sols ne peuvent être pleinement caractérisés à partir de la simple distinction administrative entre « sols naturels » et « sols artificialisés », utilisée dans certaines nomenclatures d'occupation du sol (Morel et Heinrich, 2008 ; Séré *et al.*, 2010). S'ils relèvent effectivement de cette dernière catégorie au sens de l'usage, leur diversité fonctionnelle et leur histoire pédogénétique s'inscrivent plutôt dans un gradient d'anthropisation, concept introduit pour décrire les situations intermédiaires entre sols faiblement et fortement modifiés (Colombini *et al.*, 2022 ; Joimel *et al.*, 2016 ; Singh *et al.*, 2019). Ce gradient traduit le continuum allant d'un sol faiblement modifié, encore proche de son état pédologique originel, à un sol entièrement construit, composé de matériaux technogéniques (Figure 2).

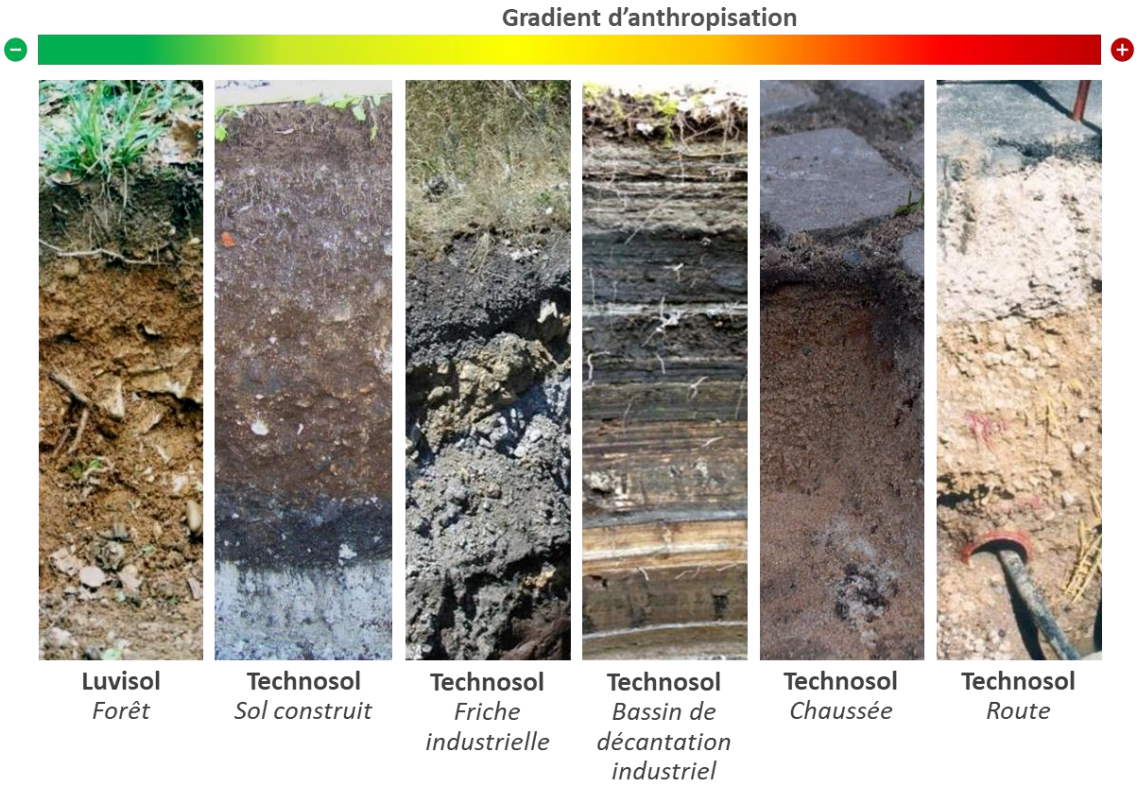


Figure 2. Profils de sols observés en contexte urbain et industriel et suivant un gradient d'anthropisation. ©photographies prises par L. Florentin, H. Huot, J.-L. Morel, T. Nehls, C. Schwartz et G. Séré.

Les processus anthropiques à l'origine de ces transformations sont variés : mélange, compactage, excavation, contamination, remblaiement ou apport de matériaux exogènes. Ces interventions altèrent la structure et les propriétés initiales du sol, modifiant sa composition, son organisation verticale et ses fonctions écologiques. Dans le cas des sites industriels, la succession d'activités (construction, exploitation, dépollution ou abandon) engendre une superposition de phases de perturbation et de reconstruction pédologique, souvent sur des temps relativement courts comparés aux échelles naturelles de formation des sols, caractéristique des sols technogènes soumis à des remaniements, dépôts et mélanges anthropiques répétés (Burghardt, 1994 ; Charzyński *et al.*, 2017 ; Kabala *et al.*, 2020)

Selon le Référentiel pédologique français (RPF) (Baize et Girard, 2009), les sols affectés par les activités humaines sont regroupés sous le terme d'Anthroposols. Cette unité générique inclut plusieurs sous-catégories, différenciées selon la nature et l'intention des modifications :

- Anthroposols transformés, correspondant à des sols modifiés en zones agricoles ou rurales dans le but d'améliorer leur fertilité ou leur gestion hydrique (ex. terrasses, rizières, oasis) ;
- Anthroposols reconstitués, fabriqués intentionnellement par apport de matériaux ou par génie pédologique ;
- Anthroposols construits, issus de dépôts ou de remaniements involontaires de matériaux anthropiques (déchets, déblais) ;
- Anthroposols artificiels, constitués quasi exclusivement de matériaux technogéniques, parfois scellés ou imperméabilisés.

Cette classification, centrée autant sur les pratiques anthropiques que sur la nature et l'origine des matériaux constitutifs du sol, s'applique aussi bien aux contextes urbains qu'aux zones industrielles. Elle permet de distinguer les sols anthropisés ouverts, encore perméables et susceptibles de remplir certaines fonctions écologiques, des sols scellés, dont la couverture artificielle supprime toute activité pédologique en surface.

La *World Reference Base for Soil Resources* (IUSS Working Group WRB, 2022) propose une approche conceptuellement proche, distinguant les Anthrosols (correspondant aux Anthroposols transformés du RPF) et les Technosols, qui regroupent les autres formes de sols à forte composante technogénique. Ces catégories sont principalement fondées sur la morphologie héritée des activités humaines et sur la présence de matériaux techniques ou de structures artificielles dans le profil pédologique.

Cependant, ces deux systèmes de classification (RPF et WRB) ne traduisent qu'imparfaitement la continuité des états d'anthropisation observés *in situ*, notamment dans les milieux industriels, où la

juxtaposition de sols d'origines et de perturbations variées est la règle plutôt que l'exception. C'est pourquoi plusieurs auteurs (Béchet *et al.*, 2019 ; Blanchart *et al.*, 2018) ont proposé de considérer les sols artificialisés selon un gradient d'artificialisation, prenant en compte à la fois la nature et l'intensité des perturbations ainsi que la capacité résiduelle du sol à assurer ses fonctions écologiques.

Dans les contextes industriels, les sols se situent à des positions contrastées le long de ce gradient. Certains espaces, tels que les enclaves naturelles ou végétalisées, conservent une part importante de leurs propriétés d'origine (Morel et Heinrich, 2008). D'autres, comme les friches industrielles ou les zones de stockage de déchets, présentent une structure et une composition largement remaniées, mais restent potentiellement fonctionnels. Enfin, les zones bâties et imperméabilisées constituent l'extrémité du gradient, où la pédogenèse est interrompue (Tableau 1).

Cette approche graduelle présente l'intérêt de relier les caractéristiques pédologiques à la trajectoire d'usage du sol et à son potentiel de réhabilitation. Elle permet également de dépasser la logique classificatoire stricte (Anthrosol *vs* Technosol) pour intégrer la dimension évolutive et fonctionnelle des sols anthropisés. Dans le cadre de la gestion des sites industriels, cette lecture en continuum est particulièrement pertinente, car elle rend compte de la variabilité intra-site et permettrait d'orienter la définition des actions de restauration ou de renaturation selon le niveau d'altération observé.

En résumé, les sols industriels ne sauraient être assimilés exclusivement à des Technosols. Ils forment un ensemble composite, reflet de trajectoires d'usage, de perturbation et de restauration très variées. Leur compréhension nécessite une approche dynamique et graduelle, intégrant à la fois la diversité des matériaux constitutifs, la nature et l'intensité des perturbations subies, ainsi que la capacité d'évolution des systèmes sols soumis aux pressions industrielles.

Dans cette perspective, les sols d'anciens sites industriels de production d'énergie par combustion du charbon fossile constituent des exemples particulièrement représentatifs de ce continuum d'anthropisation. Ces sols, formés à partir de matériaux technogéniques récents, ou remaniés, ou encore compactés, offrent un terrain d'étude privilégié pour analyser les processus pédogénétiques à l'œuvre dans les milieux artificialisés et pour comprendre comment s'y reconstituent certaines fonctions des sols. C'est à l'étude spécifique de ces sols que s'attache la section suivante.

Tableau 1. Catégories de SUITMAS (Soils in Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas = sols de zones urbaines, industrielles, de circulation, minières et militaires) et types de sols définis par le Référentiel pédologique français (Béchet et al., 2019)

	Sols naturels non ou peu transformés	**Anthroposols transformés**	**Anthroposols reconstitués ou construits**	**Anthroposols artificiels ouverts**	**Anthroposols artificiels scellés / imperméabilisés**
Zone urbaine	Jardins, enclaves agricoles résiduelles	Jardins, agriculture urbaine	Jardins créés, végétalisation de zones bâties, toitures végétalisées	Friches urbaines	Surfaces bâties, voirie, trottoirs, places, parkings
Zone industrielle	Enclaves naturelles		Abords végétalisés des installations industrielles	Friches industrielles, centre d'enfouissement de déchets	Bâtiments et infrastructures industriels et logistiques
Infrastructure de transport			Abords végétalisés des voies	Voies ferroviaires, remblais bruts, chemins non revêtus	Voirie, aéroports, installations portuaires
Zone minière / carrières	Enclaves naturelles	Zones affectées par des retombées d'activités minière	Terrils et carrières réhabilités	Terrils et carrières abandonnés	Zone de tri, de stockage, pistes
Zone militaire		Terrains de manœuvre militaire			Infrastructures militaires

2. Les sols d'anciens sites industriels de production d'énergie par combustion du charbon fossile : propriétés, pédogénèse et fonctionnement

Les sites industriels d'EDF présentent une mosaïque de sols dont les caractéristiques résultent des usages passés, des activités d'exploitation, des opérations de terrassement et, plus récemment, des phases de démantèlement. Trois grandes catégories de situations y sont généralement observées : (i) des sols scellés ou anciennement scellés, issus de revêtements imperméables installés pour stabiliser les plateformes ; (ii) des sols ouverts non scellés, qui ne sont pas imperméabilisés mais peuvent être compactés, décapés ou appauvris en horizons superficiels ; et (iii) des sols remaniés ou constitués à partir de matériaux technogéniques, notamment les cendres volantes et les mâchefers issus de la combustion du charbon. Ces configurations accompagnent les dynamiques d'exploitation des centrales thermiques et conditionnent fortement le fonctionnement hydrique, physique, chimique et biologique des sols. Les sections suivantes détaillent ces catégories avant de présenter les propriétés spécifiques des matériaux technogéniques les plus représentés sur les sites étudiés.

2.1. Sols scellés et héritages du scellement

Les sols scellés, recouverts de matériaux imperméables tels que l'asphalte ou le béton, représentent une forme avancée d'artificialisation altérant profondément leur structure, leur fonctionnement et leur rôle écologique. Le processus de scellement implique généralement un décapage de l'horizon organique superficiel, suivi d'apports de matériaux exogènes (granulats, remblais), conduisant à des profils pédologiques discontinus, compactés et pauvres en matière organique (Lehmann et Stahr, 2007). Cette transformation perturbe les cycles hydriques et gazeux, limitant l'infiltration, la circulation d'air et la disponibilité des nutriments (O'Riordan *et al.*, 2021a). Le scellement réduit ainsi la capacité du sol à fournir des services écosystémiques essentiels tels que la régulation hydrique, l'atténuation des inondations, la filtration des polluants et la séquestration du carbone (Piero *et al.*, 2017). Paradoxalement, en matière de métaux lourds, les sols non scellés peuvent parfois accumuler davantage de polluants atmosphériques que les sols totalement scellés, qui en sont isolés (Charzyński *et al.*, 2017). Ces constats, largement documentés dans les espaces urbains, s'observent également dans les zones industrielles où les surfaces imperméabilisées et les dépôts anthropiques induisent des effets similaires sur les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols.

Cependant, même après démantèlement d'un revêtement, des effets hérités du scellement subsistent. Les sols anciennement scellés conservent souvent une structure compacte, une faible porosité et un réseau de macropores dégradé, ce qui limite encore l'infiltration de l'eau et la profondeur d'enracinement. Cette « mémoire physique » peut maintenir des conditions d'aération

réduite ou de stagnation hydrique (Cornu *et al.*, 2021). De plus, l'appauvrissement initial en matière organique et en nutriments peut persister plusieurs années, en raison du temps nécessaire à la reconstitution de la biomasse microbienne et des apports organiques stabilisés (Pereira *et al.*, 2021). Dans certains cas, des artefacts anthropiques (béton, briques, scories) subsistent dans les horizons profonds, modifiant la rétention hydrique, le pH ou la conductivité thermique (Lehmann et Stahr, 2007). Ces phénomènes, observés en milieu urbain, se retrouvent également en contexte industriel où la reconfiguration ou la réhabilitation de friches laisse subsister des signatures physiques et chimiques du passé scellé. Ainsi, même après leur retour à l'état non scellé, ces sols conservent des propriétés dégradées, nécessitant des actions de restauration ciblées (décompactage, apport organique ou de matériaux terreux) pour rétablir leur fonctionnalité.

2.2. Sols ouverts non scellés

Les sols ouverts non scellés ne sont pas recouverts d'un matériau imperméable, mais cela ne signifie pas qu'ils soient naturels. En contexte industriel, ils résultent souvent d'une combinaison de perturbations : compactage, décapage partiel, appauvrissement organique, apports ponctuels de matériaux ou reconfigurations successives. Leur structure poreuse, lorsqu'elle est préservée, permet l'infiltration et le stockage de l'eau, limitant le ruissellement et contribuant à la gestion des inondations. Ils maintiennent également une activité biologique plus soutenue que les sols scellés, grâce aux apports organiques de la végétation et à la continuité des cycles biogéochimiques (Calzolari *et al.*, 2020). Dans certains cas, ils présentent même des stocks de carbone organique supérieurs à ceux de sols agricoles environnants, notamment lorsque leur capacité de rétention hydrique est élevée (O'Riordan *et al.*, 2021b).

Cependant, leur forte hétérogénéité, liée aux usages industriels, à la compaction, aux décapages partiels et aux apports de matériaux variés, conduit à la formation de Technosols aux propriétés très contrastées (Cornu *et al.*, 2021). Le terme « non scellé » ne renvoie donc pas ici à un état naturel, mais à un fonctionnement ouvert, pouvant néanmoins être profondément modifié par les interventions anthropiques.

2.2.1. Les sols compactés

La compaction du sol résulte du passage d'engins, du piétinement répété ou des opérations de terrassement. Elle se traduit par une augmentation de la densité apparente et une diminution de la porosité totale, affectant en particulier les macropores responsables de la circulation de l'air et de l'eau (Fu *et al.*, 2019). Les premiers passages d'engins génèrent souvent 60 à 90 % de la compaction totale, les horizons superficiels étant les plus sensibles.

La modification de la distribution des pores réduit l'infiltration et l'aération, favorisant le ruissellement, la stagnation hydrique et les conditions hypoxiques (Hansson *et al.*, 2019). Ces effets, documentés en milieux forestiers, agricoles, routiers et urbains, se retrouvent également en milieu industriel, notamment sur les plateformes logistiques et les zones de stockage. La compaction limite par ailleurs la respiration microbienne, ralentit la minéralisation des nutriments, favorise l'installation de conditions localement anaérobies, et contraint fortement la croissance racinaire (Tracy *et al.*, 2011). Ces modifications compromettent la capacité du sol compacté à assurer des fonctions écologiques essentielles, notamment l'infiltration, la filtration des contaminants, le cycle du carbone ou le soutien à la végétation (Das *et al.*, 2023).

2.2.2. Les sols dont la surface a été décapée

Le décapage consiste à retirer les premiers centimètres du sol, comportant généralement plus de matière organique, nutriments et activité biologique que les sols plus profonds. Cette opération modifie profondément la structure, la fertilité et la dynamique hydrique du sol. Le retrait de l'horizon organo-minéral augmente la densité apparente, diminue la porosité totale, réduit la teneur en carbone organique et entraîne une chute de la biomasse microbienne (Woodward, 1996). Dans des milieux restaurés, le décapage diminue la diversité microbienne, l'activité enzymatique et les flux de minéralisation, limitant la reconstitution rapide de la fertilité (Frouz *et al.*, 2009).

L'exposition d'horizons minéraux appauvris ou plus grossiers réduit la capacité d'infiltration et accroît le ruissellement, augmentant les risques d'érosion, notamment en terrain pentu (DeVilleneuve *et al.*, 2023). Des études montrent que le retrait de l'horizon superficiel réduit la disponibilité en nutriments et diminue significativement les rendements agricoles, comme observé dans des rizières où un retrait a entraîné une baisse de l'absorption d'azote de 28 % et du rendement de 17 % (Li *et al.*, 2021). Les trajectoires des sols décapés dépendent fortement du matériau sous-jacent : horizons sableux → augmentation de l'érodibilité ; horizons caillouteux → parfois limitation de l'érosion (Batista *et al.*, 2023).

En contexte industriel, urbain ou routier, les décapages se combinent fréquemment à la compaction, accentuant la perte de porosité, l'imperméabilisation partielle et la baisse de l'activité biologique (Geissen *et al.*, 2013 ; Woodward, 1996). La restauration nécessite souvent des interventions ciblées : apport organique, réensemencement, réintroduction de communautés microbiennes (Rasran *et al.*, 2007).

2.2.3. Les sols remaniés

Les sols remaniés résultent d'apports massifs de matériaux exogènes : déblais, remblais, matériaux de démolition, résidus industriels ou composts. Ils appartiennent à la catégorie des sols non scellés, mais

se distinguent par leur origine pédogénétique : leur matrice n'est pas issue d'un sol en place, mais d'un assemblage anthropique (Leguédois *et al.*, 2016). Ils présentent une forte hétérogénéité texturale, une porosité instable et une structure sensible au tassement en l'absence de couverture végétale.

L'ajout d'amendements organiques peut favoriser la formation d'agrégats stables et initier des processus pédogénétiques précoces (Séré *et al.*, 2008). L'installation de la végétation stimule l'accumulation de carbone, l'agrégation et la structuration du sol via l'action des racines et de la microfaune (Queiroz *et al.*, 2022 ; Séré *et al.*, 2010). Les travaux micromorphologiques montrent que la formation de micro-agrégats et la redistribution du fer constituent des marqueurs précoces de la structuration biologique (Watteau *et al.*, 2025).

La trajectoire évolutive des sols remaniés dépend étroitement de l'entretien organique et de la végétalisation : les sols dépourvus d'apports organiques tendent à se densifier et à perdre en porosité (Panico *et al.*, 2019). Lorsqu'ils sont bien conçus et gérés, ils peuvent néanmoins constituer des réservoirs de carbone significatifs sur le long terme (Rees *et al.*, 2019).

2.3. Cas particulier des sols remaniés étudiés dans cette thèse

Les sites des anciennes centrales thermiques EDF présentent un cas spécifique de sols remaniés : des Technosols constitués de cendres volantes et de mâchefers issus de la combustion de charbon. Ces matériaux technogéniques ont aussi été utilisés pour le nivellement, la stabilisation ou la construction des plateformes, constituant la matrice principale des sols de ces sites.

Les sections suivantes détaillent les propriétés, la dynamique pédogénétique et les enjeux fonctionnels de ces deux types de Technosols.

2.3.1. Propriétés et processus de pédogenèse des cendres de charbon

Les cendres issues de la combustion du charbon constituent les matériaux parentaux des Technosols industriels formés sur les anciens dépôts de centrales thermiques. Elles sont composées de particules minérales fines (< 2 mm) riches en verres aluminosilicatés, mullite, quartz et oxydes de fer, avec la présence d'anhydrite et de chaux dans le cas des charbons ligniteux (Kim *et al.*, 2022 ; Petrović *et al.*, 2023). Leur composition dépend directement du type de charbon (bitumineux ou ligniteux) et du procédé de combustion (Uzarowicz *et al.*, 2018a). Ces matériaux présentent un pH initial très alcalin (≈ 10–11), une faible capacité d'échange cationique (Gupta *et al.*, 2002), ainsi qu'une texture limoneuse due à la finesse des particules (Uzarowicz *et al.*, 2017). À l'état initial, les dépôts de cendres sont dépourvus d'activité biologique et ne possèdent pas de structure pédologique développée, constituant ainsi un substrat minéral primaire et stérile (Klubek *et al.*, 1992).

Sous l'effet des conditions météorologiques, les cendres entament une évolution physico-chimique progressive. L'hydratation et la carbonatation des minéraux conduisent à la formation de calcite pédogénétique, à la précipitation d'anhydrite et à la cimentation partielle des horizons (Petrović *et al.*, 2023 ; Uzarowicz *et al.*, 2018b). Ces transformations réduisent initialement la perméabilité, mais la fracturation mécanique et biologique permet un relâchement progressif du milieu. Au cours du temps, le pH diminue légèrement (de 11 à 9–10), favorisant l'installation d'une végétation pionnière et le début d'une activité microbienne (Pen-Mouratov *et al.*, 2014 ; Rahmonov et Parusel, 2011). Ces premiers stades marquent l'apparition d'une différenciation pédologique et le début de la structuration des horizons, amorçant la formation d'un sol fonctionnel à partir d'un matériau technogénique (Jasionkowski *et al.*, 2016 ; Pandey et Singh, 2014).

La poursuite de la pédogenèse se traduit par une organisation biologique et chimique plus marquée. La précipitation continue de calcite et la lixiviation des sulfates abaissent le pH vers la neutralité (≈ 7–8), tandis que la couverture végétale s'épaissit, entraînant la formation d'un horizon organo-minéral et une amélioration des propriétés chimiques (CEC, N, P, K) (Kostić *et al.*, 2022 ; Uzarowicz *et al.*, 2018b). Ce processus s'apparente à une auto-réhabilitation spontanée des dépôts de cendres (Petrović *et al.*, 2023). Néanmoins, la vitesse d'évolution varie selon la nature du charbon d'origine : les Technosols de lignite, plus riches en calcium et minéraux réactifs, évoluent plus rapidement que ceux issus de charbon bitumineux, plus silicatés et chimiquement inertes (Petrović *et al.*, 2023 ; Uzarowicz *et al.*, 2018a). Ainsi, la composition initiale, les conditions environnementales et la colonisation végétale déterminent la trajectoire pédogénétique de ces sols industriels.

Les détails concernant la pédogénèse des sols à partir de cendres et de la nature du charbon sont présentés en Annexe 1.

2.3.2. Propriétés et dynamique des Technosols constitués de mâchefers issus de la combustion du charbon

Les Technosols élaborés à partir de mâchefers issus de la combustion du charbon présentent des caractéristiques physico-chimiques distinctes qui conditionnent leur fonctionnement. Ces substrats sont généralement alcalins (pH compris entre 8 et 12) et riches en oxydes de calcium, de fer et de silicium, conférant au matériau une forte réactivité et une capacité de neutralisation acide importante (Uzarowicz et Zagórski, 2025). Leur texture grossière et leur porosité moyenne à élevée assurent une bonne infiltration et un drainage efficace, limitant la stagnation de l'eau (Bilibio *et al.*, 2022, 2021). Dans les expériences menées sur des couverts évapotranspirants, ces Technosols présentent une densité apparente modérée (≈1,2 $g \cdot cm^{-3}$) et une porosité totale supérieure à 50 %, garantissant une aération suffisante pour le développement racinaire. Toutefois, la salinité initiale et la forte

conductivité électrique mesurée dans les lixiviats traduisent une solubilisation progressive des sels alcalins, phénomène qui tend à se stabiliser au cours du temps (Bilibio et Hensel, 2023).

Sur le plan biologique, les Technosols à base de mâchefer favorisent progressivement le retour de l'activité microbienne et végétale, malgré leur caractère initialement stérile. L'incorporation de mâchefer dans un sol (30 à 40 % en volume) améliore la structure et la disponibilité en nutriments, tout en maintenant une capacité d'échange cationique satisfaisante (Lee *et al.*, 2013). L'ajout d'amendements organiques, tels que le compost, renforce cette dynamique en stimulant la croissance végétale et la fixation des nutriments dans l'horizon superficiel. Des études à plus long terme ont également mis en évidence une accumulation significative de carbone organique dans les couches de surface des Technosols contenant du mâchefer, attribuée à la présence d'allophanes d'origine aluminosilicatée qui ralentissent la décomposition de la matière organique (Kim *et al.*, 2020). Cette stabilisation du carbone confère au Technosol un rôle de puits de carbone potentiel, améliorant sa fertilité et sa résilience écologique.

Les Technosols à base de mâchefer remplissent plusieurs fonctions environnementales essentielles : contrôle du drainage, soutien à la végétalisation et stabilisation des métaux lourds. En conditions de couverture minière ou de décharge, ils se comportent comme des matériaux filtrants et structurants capables de réguler les flux hydriques tout en limitant le transfert des éléments traces vers les eaux souterraines (Bilibio *et al.*, 2022 ; Fernández-Caliani *et al.*, 2024). Leur minéralogie évolutive, caractérisée par la formation de carbonates, oxydes et silicates secondaires, contribue à la fixation des métaux et à la réduction de leur mobilité (Uzarowicz et Zagórski, 2025). De plus, leur capacité à accueillir une végétation durable, favorisée par la porosité et la rétention en eau, montre que ces Technosols constituent des supports efficaces pour des stratégies de réhabilitation écologique et de gestion durable des déchets industriels.

3. De la santé des sols au diagnostic fonctionnel : concepts, indicateurs et modèle d'évaluation

3.1. La santé des sols

La notion de santé des sols connaît aujourd'hui un essor notable, tant dans la recherche scientifique que dans les politiques publiques, où elle est utilisée pour qualifier la capacité d'un sol à assurer durablement ses fonctions écologiques, à soutenir la vie et à contribuer au fonctionnement des écosystèmes (European Commission, 2023). Ce concept repose sur une vision systémique et dynamique du sol, considéré comme un écosystème vivant dont le fonctionnement dépend de

l'interaction entre processus biologiques, propriétés physico-chimiques, structure et conditions environnementales (Bünemann *et al.*, 2018).

La santé des sols se distingue de la notion de qualité des sols, historiquement utilisée dans les domaines agricoles et agro-environnementaux. La qualité des sols renvoie à l'aptitude du sol à répondre à un usage donné (agricole, forestier, urbain), et a notamment été formalisée dans les années 1990–2000 au travers de cadres méthodologiques comme le *Soil Management Assessment Framework* (Andrews *et al.*, 2004 ; Karlen *et al.*, 2019, 2003, 1997). Elle s'appuie sur la sélection d'indicateurs évaluant des propriétés du sol par rapport à un objectif de production ou de conservation.

La santé des sols, à l'inverse, met l'accent en premier lieu sur le fonctionnement intrinsèque du sol et sur sa capacité globale à maintenir des processus essentiels (structuration des agrégats, minéralisation des nutriments, activité microbienne, régulation hydrique, etc.), tout en considérant que ces processus doivent permettre au sol de remplir durablement un ensemble de fonctions écologiques, y compris au regard des usages qui en sont faits (Bünemann *et al.*, 2018 ; Calvaruso *et al.*, 2019). Dans cette perspective, un sol en bonne santé n'est pas uniquement un sol fertile ou productif, mais un sol dont les processus internes restent compatibles avec la durabilité écologique et la résilience des fonctions qu'il supporte (Joimel *et al.*, 2017).

Les approches récentes insistent également sur la dimension fonctionnelle et résiliente de la santé du sol : un sol en bonne santé est un sol capable de résister aux perturbations (pollutions, compaction, artificialisation) et de se rétablir pour assurer ses fonctions à long terme, notamment celles liées au cycle du carbone, au stockage de l'eau, au support de la biodiversité ou à la transformation des polluants (Bünemann *et al.*, 2018 ; European Commission, 2023).

Dans ce mémoire, la santé des sols constitue le cadre conceptuel central. Elle est utilisée pour analyser l'état des sols industriels et leur capacité à maintenir ou restaurer leurs fonctions fondamentales, tout en reconnaissant que la notion de qualité, entendue comme aptitude à répondre à des usages ciblés, peut être mobilisée dans certains contextes opérationnels donnés.

Je ne chercherai pas à trancher définitivement la distinction entre santé et qualité, compte tenu de leurs zones de recouvrement conceptuel ; j'assume néanmoins ici une approche fondée prioritairement sur la santé fonctionnelle du sol, considérée comme la base de toute évaluation robuste du fonctionnement écologique et de sa résilience.

3.2. Distinction entre le fonctionnement, les fonctions et les services écosystémiques des sols et positionnement de la thèse

Dans la continuité du cadre de santé des sols présenté en section 3.1, il est nécessaire de préciser les notions de fonctionnement du sol, de fonctions du sol et de services écosystémiques, dont l'usage peut parfois être confondu dans la littérature, alors qu'elles renvoient à des niveaux conceptuels distincts mais étroitement imbriqués.

Le fonctionnement du sol désigne l'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques qui se déroulent au sein du système sol, tels que les cycles de l'eau, la dynamique des éléments nutritifs, l'activité microbienne, la structuration des agrégats ou encore les transformations de la matière organique. Ces processus résultent des interactions entre la matrice minérale, la matière organique, les organismes du sol et les conditions hydriques et climatiques, et conditionnent la capacité du sol à évoluer, à se maintenir et à répondre aux perturbations (Bünemann et al., 2018 ; Calvaruso et al., 2019 ; Nannipieri et al., 2018). Le fonctionnement du sol doit ainsi être appréhendé comme une dynamique systémique, intégrant simultanément les dimensions physiques (porosité, texture, agrégation), chimiques (pH, disponibilité en nutriments, capacité d'échange cationique) et biologiques (microorganismes, faune du sol, racines) des sols, modulées par le contexte environnemental.

Les fonctions du sol correspondent, quant à elles, aux expressions identifiables et opérationnelles de ce fonctionnement global (Figure 3).

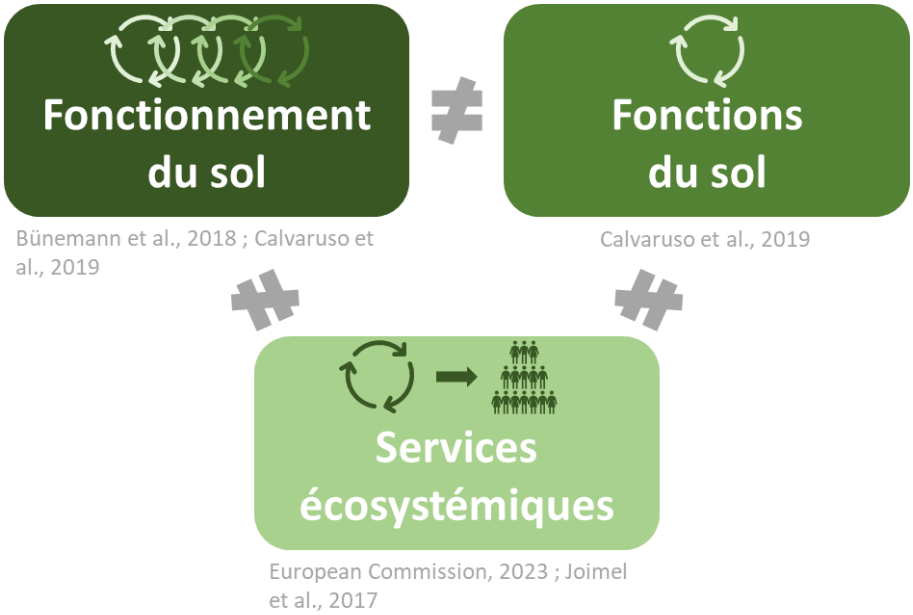


Figure 3. Schéma des distinctions conceptuelles entre le « fonctionnement du sol », les « fonctions du sol » et des « services écosystémiques ».

Elles traduisent des facettes particulières du fonctionnement du sol reconnues comme essentielles au maintien des écosystèmes, telles que la régulation hydrique, le support de la production végétale, le recyclage et le stockage du carbone et des nutriments, l'habitat pour la biodiversité ou encore la dégradation et la rétention de contaminants (Bünemann et al., 2018 ; Joimel et al., 2017 ; Calvaruso et al., 2019). Autrement dit, les fonctions émergent directement des processus bio-physico-chimiques qui structurent le fonctionnement du sol global : la structuration des agrégats influence l'aération et l'humidité du sol, qui conditionnent à leur tour l'activité microbienne, la minéralisation des nutriments et la stabilisation de la matière organique, illustrant l'interdépendance forte entre processus et fonctions (Nannipieri et al., 2018).

Dans ce cadre, il est fondamental de souligner que le fonctionnement du sol ne se confond pas avec les fonctions du sol. Le fonctionnement constitue un niveau conceptuel englobant, correspondant de manière schématique à l'ensemble des fonctions des sols, tandis que les fonctions en représentent des déclinaisons synthétiques et interprétables, mobilisables dans des démarches d'évaluation et d'aide à la décision (Figure 3).

Les services écosystémiques correspondent, quant à eux, en effet aux bénéfices que les sociétés humaines retirent des fonctions du sol, tels que la purification et la régulation des flux d'eau, le soutien à la production végétale, l'atténuation des inondations, le stockage du carbone, la régulation microclimatique ou le support d'habitats pour la biodiversité (European Commission, 2023 ; Joimel et al., 2017). Ainsi, les services écosystémiques ne constituent pas une propriété intrinsèque du sol, mais l'expression sociétale des fonctions qu'il assure (Figure 3).

Cette clarification conceptuelle permet d'éviter les usages flous entre fonction et service, fréquemment relevés dans la littérature, et de positionner explicitement le cadre mobilisé dans cette thèse. En cohérence avec l'approche de santé des sols retenue en section 3.1, l'évaluation proposée dans cette thèse se focalise prioritairement sur les fonctions du sol, considérées comme des éléments intégrés au fonctionnement écologique et de sa résilience (Bünemann et al., 2018 ; European Commission, 2023).

Plus spécifiquement, dans le contexte de sols industriels fortement anthropisés, caractérisés par la présence de matériaux technogéniques, des perturbations mécaniques et une forte hétérogénéité pédologique, l'analyse directe du fonctionnement du sol dans toute sa complexité demeure difficilement opérationnelle. Le recours aux fonctions du sol constitue alors une étape d'opérationnalisation essentielle, en permettant de traduire des processus complexes en composantes évaluables, comparables et mobilisables pour le diagnostic.

Dans cette perspective, la thèse adopte une approche fonctionnelle structurée reposant sur la sélection de fonctions du sol explicitement définies et adaptées aux sols industriels étudiés, puis sur leur déclinaison en sous-fonctions. Cette déclinaison vise à affiner l'évaluation de l'état fonctionnel en tenant compte de la diversité et de la complémentarité des processus bio-physico-chimiques impliqués, tout en rendant le cadre conceptuel pleinement opérationnel pour le diagnostic fonctionnel. Les sous-fonctions permettent ainsi de relier de manière explicite les indicateurs mesurés aux mécanismes sous-jacents du fonctionnement du sol, et de mieux caractériser les limitations héritées de l'anthropisation, qu'elles soient physiques, chimiques ou biologiques.

3.3. Les fonctions du sol : cadres scientifiques, opérationnels et normatifs

Dans les démarches contemporaines d'évaluation des sols, la notion de fonctions du sol s'est imposée comme un cadre intégrateur permettant de relier les propriétés pédologiques, les processus de fonctionnement et les services écosystémiques associés. La littérature récente (Adhikari et Hartemink, 2016 ; Baptist *et al.*, 2018 ; Bünemann *et al.*, 2018 ; Calvaruso *et al.*, 2021 ; Calzolari *et al.*, 2016 ; Cherel *et al.*, 2016 ; Cousin *et al.*, 2025 ; Creamer *et al.*, 2022 ; Drobnik *et al.*, 2018 ; Greiner *et al.*, 2017 ; Obriot *et al.*, 2016 ; Schwartz *et al.*, 2022 ; Séré *et al.*, 2024 ; Vogel *et al.*, 2019 ; Volchko *et al.*, 2014a, 2014b, 2014c ; Zwetsloot *et al.*, 2022) montre une convergence forte autour de six grandes fonctions écologiques stables :

1. La production végétale ;
2. La régulation hydrique ;
3. Le cycle des nutriments ;
4. La structuration physique ;
5. Le stockage ou la séquestration du carbone ;
6. Et le soutien à la biodiversité.

Ces fonctions peuvent être déclinées plus finement selon les contextes d'usage, notamment en milieux urbain et industriel où l'artificialisation, la présence de matériaux technogéniques et les perturbations mécaniques modifient les processus sous-jacents.

3.3.1. Normes ISO et harmonisation internationale

Au niveau international, l'ISO/TC 190 « *Soil quality* » développe deux spécifications techniques destinées à structurer un cadre commun d'évaluation des fonctions du sol :

- ISO/TS 18718 – Assessment of ecological soil functions and related ecosystem services
- ISO/TS 18721 – Assessment of ecological soil functions: indicators and methods

Encore en cours de finalisation, ces documents visent à homogénéiser le vocabulaire autour des fonctions et services ; proposer un cadre conceptuel intégrant propriétés, processus, fonctions et services ; identifier un socle commun d'indicateurs et de méthodes ; renforcer la comparabilité des diagnostics entre pays et entre types de sols.

Ils prolongent les synthèses de certains travaux (Bünemann *et al.*, 2018 ; Vogel *et al.*, 2019), en consolidant une lecture systémique du fonctionnement du sol fondée sur la relation « propriétés → processus → fonctions → services ». Ces travaux rejoignent également les initiatives françaises récentes qui propose un cadre national d'indicateurs cohérent avec ces orientations normatives (Cousin *et al.*, 2025).

3.3.2. Le référentiel français : apport de Cousin *et al.*, 2025 et positionnement de la thèse

Le rapport « Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs » (Cousin *et al.*, 2025) constitue une synthèse majeure pour structurer une évaluation intégrée de la qualité et de la santé des sols en France. Il définit des listes structurées d'indicateurs organisées en fonctions et sous-fonctions ; distingue indicateurs dynamiques (activité biologique, disponibilité en nutriments) et structurels (texture, minéralogie) ; propose des seuils et classes d'état ; souligne la nécessité d'une standardisation compatible avec les futurs cadres ISO. Ce référentiel fait le lien entre littérature scientifique, démarches opérationnelles et harmonisation européenne, et constitue un socle particulièrement pertinent pour les sols anthropisés.

Cette thèse s'inscrit dans cette dynamique internationale et nationale en adaptant ces cadres fonctionnels à des sols industriels fortement perturbés ; mobilisant des indicateurs bio-physico-chimiques compatibles avec les approches ISO ; développant un modèle cognitivo-fonctionnel permettant l'agrégation interprétable des indicateurs (Chapitre 6) ; construisant un référentiel spécifique pour des Technosols industriels (cendres, mâchefers, sols remaniés), encore largement absents des outils classiques (Cherel *et al.*, 2016 ; Cousin *et al.*, 2025 ; Schwartz *et al.*, 2022). Cette contribution permet d'opérationnaliser ces cadres pour des sols atypiques et de combler un manque méthodologique dans l'évaluation des sols artificialisés.

3.3.3. Approches multifonctionnelles et approches intégrées

Les approches multifonctionnelles occupent une place centrale dans l'opérationnalisation des fonctions du sol. Des travaux fondateurs ont proposé l'une des premières structurations robustes avec le concept de « *Soil Function Evaluation* », reposant sur un *Minimum Data Set* (MDS) d'indicateurs essentiels (texture, teneur en matière organique, capacité de rétention en eau, pH, minéralisation) (Volchko *et al.*, 2014a, 2014b, 2014c). L'outil associé, le « *Soil Function Box* », utilise des courbes de

notation normalisées permettant d'agréger les indicateurs en scores lisibles et comparables entre sols. Cette approche a constitué un jalon important pour l'évaluation fonctionnelle des sols remédiés ou urbains.

Dans la continuité de ce cadre, un modèle multicritère a été développé intégrant simultanément des variables physiques, chimiques et biologiques pour évaluer les effets d'apports organiques répétés en milieux agricoles et périurbains (Obriot *et al.*, 2016). Leur approche montre la pertinence d'associer des indicateurs dynamiques (activité enzymatique, respiration microbienne) à des propriétés plus stables (texture, pH, CEC) afin de caractériser la réponse globale du sol.

Plus récemment, une étude a proposé, dans le cadre du programme SUPRA, le modèle intégré le plus avancé pour les sols urbains (Séré *et al.*, 2024). En mobilisant 29 indicateurs bio-physico-chimiques regroupés en neuf fonctions, ce cadre permet de caractériser avec précision les sols scellés, les friches industrielles ou les sols végétalisés à l'échelle européenne. Ces travaux traduisent une évolution vers des outils pleinement opérationnels, compatibles avec les référentiels nationaux (Indiquasol, DESTISOL) et en cohérence avec les standardisations visées par les spécifications techniques ISO.

Ainsi, l'ensemble de ces approches constitue un continuum méthodologique vers une évaluation fonctionnelle, multicritère et harmonisée, fournissant des bases solides au modèle cognitive-fonctionnel développé dans cette thèse (Chapitre 6).

3.3.4. Cadres français : Indiquasol, DESTISOL et SUPRA

En France, plusieurs référentiels / outils ont structuré l'opérationnalisation de l'évaluation fonctionnelle des sols. Indiquasol (INRAE) (Cousin *et al.*, 2025) propose une organisation en six grandes fonctions écologiques (production végétale, régulation hydrique, cycles des éléments, filtration et captage, support physique et biodiversité) afin de servir de base à l'harmonisation des diagnostics territoriaux. Le programme DESTISOL (ADEME) (Cherel *et al.*, 2016) renforce cette structuration en intégrant les fonctions liées à la fertilité, à la filtration, à la stabilité physique, à la régulation du carbone et au soutien de la biodiversité. Enfin, SUPRA (Schwartz *et al.*, 2022) offre un cadre spécifiquement adapté aux sols urbains, en mettant l'accent sur la gestion de l'eau (infiltration, drainage), le stockage du carbone, le support végétal et la résilience écologique.

Ces trois référentiels / outils montrent une convergence forte avec les approches internationales, les spécifications techniques ISO en cours d'élaboration (ISO/TS 18718 ; ISO/TS 18721) et les recommandations formulées dans le référentiel d'indicateurs proposé dans le rapport Indiquasol (Cousin *et al.*, 2025). L'ensemble témoigne d'un mouvement global vers des méthodes standardisées, reproductibles et fonctionnellement cohérentes.

L'alignement entre les approches multicritères issues de la recherche (Volchko *et al.*, 2014a, 2014b, 2014c ; Obriot *et al.*, 2016 ; Séré *et al.*, 2024), les référentiels / outils français (Indiquasol, DESTISOL, SUPRA) et les projets normatifs internationaux contribueraient à consolider un paradigme fonctionnel commun, fondé sur l'articulation entre : propriétés (physiques, chimiques, biologiques), processus (transformation de la matière organique, cycles biogéochimiques, dynamique hydrique), fonctions (production, régulation hydrique, biodiversité, etc.), services (support végétal, filtre écologique, stockage de carbone), et décisions de gestion (planification, restauration, aménagement). Cette convergence traduit la maturité croissante des démarches d'évaluation et leur ancrage dans une logique d'aide à la décision pour la gestion durable des sols.

Dans ce contexte, la thèse s'inscrit en continuité en développant une approche fonctionnelle appliquée aux sols industriels fortement perturbés, encore largement absents des cadres existants. Elle contribue ainsi à combler un manque méthodologique, en particulier pour les Technosols et les sols issus de démantèlements ou de remaniements industriels.

3.3.5. Fonctions et sous-fonctions retenues dans cette thèse

Dans le cadre de cette thèse, et en cohérence avec les référentiels scientifiques et opérationnels précédemment décrits, six fonctions majeures du sol ont été retenues et définies comme suit :

1. **Le cycle de la matière organique** : *capacité du sol à stocker et transformer la matière organique* ;
2. **La production de biomasse végétale** : *capacité du sol à fournir et à maintenir des conditions favorables à la production de biomasse végétale* ;
3. **Le réservoir pour la biodiversité** : *capacité du sol à servir de base vitale pour les organismes et à contribuer à la conservation de la diversité génétique, fonctionnelle, spécifique et écosystémique* ;
4. **La résistance physique** : *capacité du sol à préserver son intégrité physique, en résistant aux dégradations (e.g. tassement, érosion, battance)* ;
5. **La rétention, circulation et infiltration de l'eau** : *capacité du sol à laisser s'infiltrer l'eau (limitation du ruissellement), à en retenir une fraction pour la rendre disponible pour les plantes et les organismes et à restituer une partie vers les nappes souterraines* ;
6. **Le stock, la rétention et la transformation des polluants** : *stock actuel de polluants et capacité du sol à les retenir et/ou les transformer*.

Ces fonctions reposent sur un ensemble de quinze sous-fonctions traduisant la diversité et la complémentarité des interactions bio-physico-chimiques du sol impliquées. Tout comme pour les fonctions, une définition est proposée pour chacune des sous-fonctions :

1. Stock des éléments nutritifs : *stock total en nutriments dans le sol* ;
2. Phytodisponibilité des éléments nutritifs : *fraction des éléments nutritifs du sol disponible pour les plantes*
3. Transformation de la matière organique : *ensemble des processus (fragmentation, dégradation, minéralisation) liés à la transformation de la matière organique et conduisant à la libération d'éléments nutritifs et d'émissions de gaz à effet de serre*
4. Rétention en eau utile : *ensemble des propriétés du sol conduisant au stockage d'eau utile pour les plantes*
5. Support d'ancrage : *ensemble des propriétés du sol permettant l'ancrage et l'exploration racinaire*
6. Réservoir de diversité spécifique : *diversité spécifique des organismes du sol*
7. Réservoir de diversité fonctionnelle : *diversité fonctionnelle des organismes du sol*
8. Réservoir d'habitats : *ensemble des propriétés physiques et chimiques du sol favorisant la présence des organismes du sol et de la végétation*
9. Circulation et infiltration de l'eau : *ensemble des propriétés permettant l'infiltration et la circulation de l'eau dans le sol*
10. Stabilité physique : *ensemble des processus et des propriétés conduisant à la stabilité structurale du sol*
11. Rétention en eau : *ensemble des propriétés du sol conduisant au stockage de l'eau*
12. Stock de carbone organique du sol : *stock dépendant de la concentration en carbone organique, de la masse volumique apparente et de l'épaisseur du sol à l'instant T*
13. Stock de polluants : *stock total des polluants organiques et inorganiques du sol*
14. Rétention des polluants : *ensemble de propriétés du sol conduisant à la rétention des polluants et limitant leur transfert vers d'autres compartiments*
15. Transformations des polluants : *ensemble de processus conduisant à la transformation et à la dégradation de polluants*

Certaines sous-fonctions, telles que la « Transformation de la matière organique » ou la « Circulation et l'infiltration de l'eau », jouent un rôle transversal en mobilisant simultanément plusieurs fonctions majeures. Cette transversalité souligne la complexité du fonctionnement du sol et l'imbrication des processus biologiques, physiques et chimiques qui conditionnent son état de santé.

Ainsi, la combinaison de ces fonctions et sous-fonctions constitue le socle conceptuel de l'évaluation fonctionnelle développée dans cette thèse. Ce cadre permet d'articuler la compréhension des mécanismes fondamentaux du sol avec les exigences d'opérationnalisation nécessaires pour la gestion intégrée des sites destinés à un changement d'usage.

Dans le prolongement logique de cette structuration fonctionnelle, la section suivante s'attache à présenter les indicateurs mobilisés pour quantifier ces fonctions et sous-fonctions. Elle précise leur nature bio-physico-chimique, leurs modalités de mesure et leur rôle dans la construction du diagnostic fonctionnel utilisé pour l'ensemble des sols étudiés dans cette thèse.

3.4. Les indicateurs du sol

Les indicateurs du sol sont des variables (qualitatives ou quantitatives) mesurables, qui rendent compte de l'état ou du fonctionnement du sol, et permettent d'évaluer la santé fonctionnelle selon des référentiels d'interprétation (Calvaruso *et al.*, 2021). Autrement dit, un indicateur est l'association d'un paramètre mesuré avec un référentiel, une grille ou une plage d'interprétation.

Pour refléter la qualité d'un sol d'un point de vue agronomique, de nombreux paramètres physico-chimiques sont connus (Bastida *et al.*, 2008) et sont dominants dans la plupart des études sur les fonctions, malgré la fiabilité des informations que fournissent les indicateurs biologiques sur le fonctionnement du sol (Bünemann *et al.*, 2018). En effet, ces indicateurs sont plus sensibles aux variations du milieu à court terme (Bastida *et al.*, 2008) et pourtant ils sont peu employés dans les études d'évaluation des fonctions des sols (Figure 4).

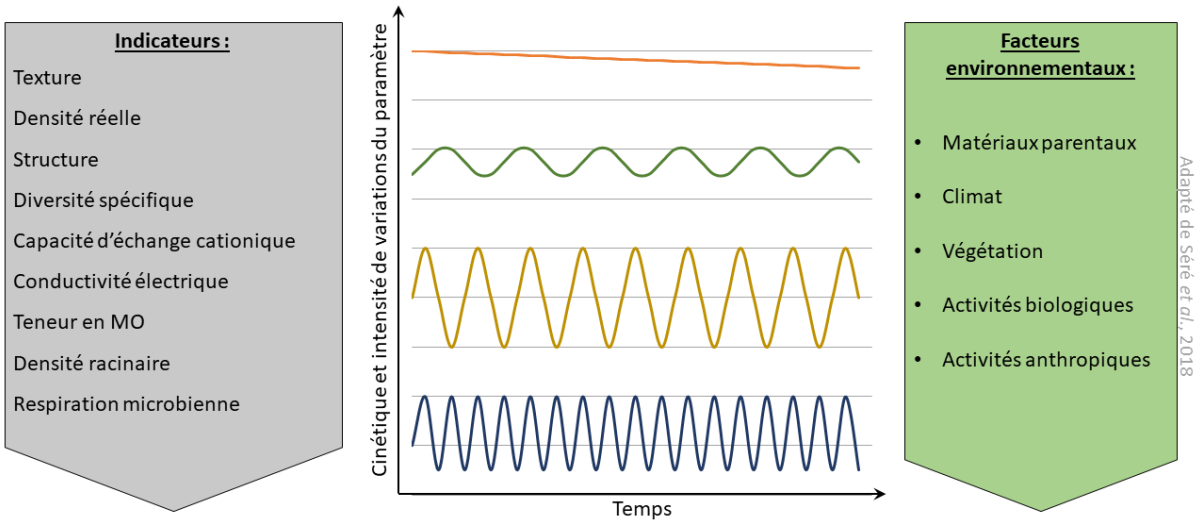


Figure 4. Cinétique de variation temporelle d'indicateurs physique, chimique et biologique du sol sous l'influence de facteurs environnementaux (adapté de Séré, 2018)

Par leur abondance, leur activité et leur diversité, les micro-organismes jouent des rôles clés dans de nombreuses fonctions du sol et services écosystémiques. Il apparaît donc nécessaire de les prendre en compte dans l'évaluation de la qualité du sol (Brackin *et al.*, 2017). Les données sur la biodiversité du sol et surtout sur l'activité biologique des micro-organismes renseigneraient plus précisément l'état

des fonctions et des services du sol car l'action de ces micro-organismes sur les processus du sol est très importante et spécifique dans cet écosystème (Brackin *et al.*, 2017 ; Vincent *et al.*, 2018a).

De nombreux travaux ont recensé les indicateurs des fonctions du sol (Baptist *et al.*, 2021, 2018). L'une d'elles, impactée par les micro-organismes et l'une des plus importantes, est la dégradation de la matière organique (résidus de végétaux et animaux) par les décomposeurs du sol. Leur action permet le recyclage des nutriments du sol afin de les rendre disponibles (Brackin *et al.*, 2017 ; Vincent *et al.*, 2018a). Ainsi ces nutriments seront consommés par la flore. Si la dégradation de la matière organique n'est plus fonctionnelle, la croissance des plantes peut s'interrompre totalement (Wong et Bradshaw, 2003).

Les microorganismes jouent un rôle central dans la transformation de la matière organique, la minéralisation des nutriments et la dynamique du carbone. Leur activité, accessible via des mesures telles que la respiration, les activités enzymatiques ou la biomasse microbienne, constitue l'un des piliers des indicateurs biologiques (Bünemann *et al.*, 2018 ; Creamer *et al.*, 2022). Ces indicateurs sont particulièrement pertinents pour caractériser la réactivité du sol aux perturbations environnementales et aux pratiques de gestion, offrant ainsi une vision globale de son fonctionnement et de sa qualité.

La faune du sol représente une autre composante essentielle de ces indicateurs biologiques. Les vers de terre, collemboles, nématodes ou acariens contribuent à la structuration du sol, à l'aération, au mélange de la matière organique et à la circulation de l'eau (Du Preez *et al.*, 2022 ; Joimel *et al.*, 2017 ; Martin *et al.*, 2022 ; Vincent *et al.*, 2018a). Leur présence, leur abondance ou la composition de leurs communautés servent de signaux intégrateurs des conditions biologiques et physico-chimiques du sol. En particulier, une proposition d'approche fonctionnelle pour l'analyse des guildes de nématodes fournit une représentation fine du réseau trophique et de l'état des processus de décomposition et de régulation (Ferris *et al.*, 2001).

Les racines constituent également un indicateur biologique émergent de premier plan. Leurs traits morphologiques, anatomiques et physiologiques (longueur spécifique, diamètre moyen, densité, traits racinaires) reflètent les stratégies d'acquisition et d'utilisation des ressources (Freschet *et al.*, 2021a, 2021b, 2018a, 2018b). Leur plasticité en réponse aux contraintes édaphiques (compaction, disponibilité en eau, gradients chimiques) en fait des indicateurs puissants du fonctionnement du sol, révélant sa structure, sa capacité à soutenir la végétation, sa dynamique hydrique et le rôle de la rhizosphère dans le cycle du carbone.

Ainsi, les indicateurs biologiques (microbiens, faunistiques et racinaires) offrent une lecture intégrée du fonctionnement du sol, complémentaire des indicateurs physico-chimiques plus classiques. Leur combinaison permet d'appréhender simultanément les processus dynamiques (décomposition,

minéralisation, respiration), la structuration du sol et la capacité du milieu à soutenir des organismes végétaux et animaux.

3.5. Vers un diagnostic fonctionnel intégré

Le diagnostic fonctionnel vise à évaluer la capacité d'un sol à assurer ses fonctions écologiques à partir d'un ensemble cohérent d'indicateurs physico-chimiques, biologiques et structurels. Cette démarche ne se limite pas à la mesure de paramètres isolés : elle repose sur une lecture systémique du sol, articulant propriétés, processus et fonctions selon les cadres conceptuels présentés dans les sections précédentes (Brauman et Thoumazeau, 2020 ; Leguédois *et al.*, 2016 ; Séré *et al.*, 2024).

Dans ce contexte, les approches récentes, qu'il s'agisse des outils opérationnels tels que Biofunctool® (Brauman et Thoumazeau, 2020), des modèles urbains intégrés comme SUPRA (Schwartz *et al.*, 2022 ; Séré *et al.*, 2024), ou des cadres multicritères (Obriot *et al.*, 2016 ; Volchko *et al.*, 2014a, 2014b, 2014c), illustrent la manière dont des indicateurs hétérogènes peuvent être combinés pour produire un score fonctionnel synthétique. Ces approches s'appuient sur des logiques communes : sélection d'un jeu minimal d'indicateurs, normalisation des valeurs, agrégation pondérée et mise en correspondance avec les fonctions ou services du sol.

Malgré leur diversité, ces méthodes partagent plusieurs défis :

- La définition de pondérations adaptées aux contextes pédologiques et aux usages visés (Cousin *et al.*, 2025 ; Rinot *et al.*, 2019)
- L'intégration robuste des indicateurs biologiques, plus variables dans le temps et dans l'espace, qu'il s'agisse d'activités microbiennes, d'indices enzymatiques ou de bioindicateurs faunistiques (Brauman et Thoumazeau, 2020 ; Bünemann *et al.*, 2018 ; Creamer *et al.*, 2022 ; Joimel *et al.*, 2017 ; Nannipieri *et al.*, 2018)
- Et la prise en compte de l'échelle d'évaluation, du profil de sols au territoire, les relations entre fonctions pouvant changer en fonction des niveaux d'analyse et des usages considérés (Adhikari et Hartemink, 2016 ; Calzolari *et al.*, 2016 ; Cousin *et al.*, 2025 ; Vogel *et al.*, 2019 ; Zwetsloot *et al.*, 2022).

Ces limites soulignent la nécessité de diagnostics capables d'intégrer simultanément les propriétés intrinsèques du sol, les processus qui les relient et les fonctions qu'ils permettent d'assurer. L'ambition du diagnostic fonctionnel n'est donc pas seulement descriptive : il vise à identifier des trajectoires d'évolution et les leviers de gestion associés (apports organiques, revégétalisation, gestion hydrique).

Ainsi, le diagnostic fonctionnel constitue un outil central pour relier compréhension scientifique, évaluation opérationnelle et prise de décision, notamment dans les contextes anthropisés où les sols présentent des dynamiques complexes et hétérogènes.

4. Le génie écologique, au service de la gestion des milieux dégradés

Le génie écologique, formalisé depuis les travaux fondateurs d'Odum (1962) et largement développé par d'autres (Kangas, 2003 ; Mitsch, 1993, 1998 ; Mitsch et Jørgensen, 2003, 1988 ; Odum et Odum, 2003), propose d'intervenir sur les écosystèmes en s'appuyant sur leurs dynamiques naturelles et en minimisant les apports énergétiques externes. En France, cette approche centrée sur le vivant, défini à la fois comme moyen d'action et objectif de gestion (Dutoit, 2012), est de plus en plus mobilisée pour la réhabilitation de sites dégradés (Rey, 2017). Elle englobe aussi bien la restauration écologique au sens strict (Barre *et al.*, 2001 ; Keenleyside *et al.*, 2012 ; Society for ecological restoration international (SER), 2004) que la réhabilitation fonctionnelle (Clewell et Aronson, 2012) ou la renaturation (Society for ecological restoration international (SER), 2004). Ces démarches s'inscrivent dans un continuum allant de l'amélioration des fonctions à la reconstitution d'écosystèmes proches de leur état d'origine (Society for ecological restoration international (SER), 2004) (Figure 5).

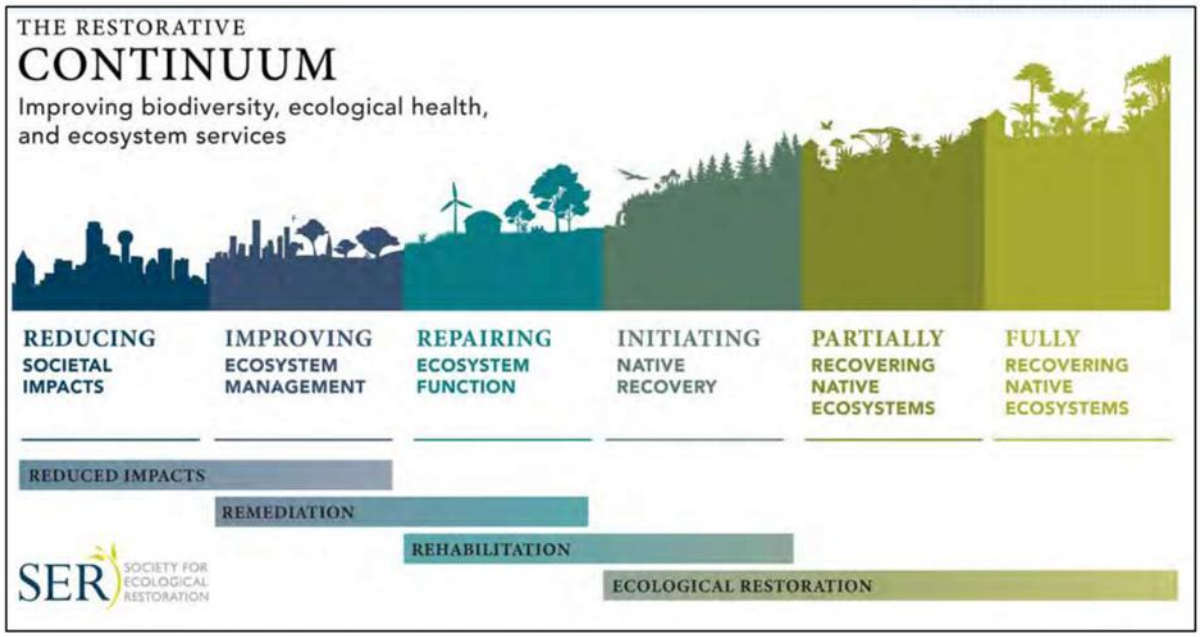


Figure 5. Schéma du continuum de la restauration écologique proposé par la SER (2004).

Cette vision met l'accent sur la notion de trajectoire écologique (Bradshaw, 1983), où la priorité est donnée à la récupération des fonctions (régulation hydrique, cycles biogéochimiques, stockage du carbone, support à la biodiversité) plutôt qu'à une reproduction stricte des structures. Elle constitue

aujourd'hui un cadre essentiel pour repenser l'intervention sur les sols dégradés, en combinant des stratégies biotiques et des approches de reconstruction du milieu.

4.1. Le génie écologique fondé sur les organismes vivants : stratégies biotiques

Les stratégies biotiques reposent sur l'activation ou l'introduction d'organismes vivants pour rétablir les fonctions écologiques des sols. La phytostabilisation illustre cette démarche : en favorisant un couvert végétal pérenne, litières et apports organiques, elle stabilise les surfaces, améliore l'infiltration, réduit le ruissellement et relance l'activité microbienne (Cundy *et al.*, 2016 ; Mendez et Maier, 2008). Les approches expérimentales montrent que la plantation assistée par compost peut restaurer des stériles acides, en améliorant le bilan hydrique, la biomasse et la structuration superficielle (Gil-Loaiza *et al.*, 2016). L'association biochar–plantes adaptées renforce encore la rétention hydrique, la capacité d'échange et les réseaux trophiques (Ramírez-Zamora *et al.*, 2022), tandis qu'en milieux urbains ces techniques concourent à stabiliser les cycles du C, N et P (Paltseva *et al.*, 2018, 2022, 2020).

D'autres approches mobilisent directement les microorganismes du sol. La biorémédiation stimule ces derniers pour dégrader ou immobiliser des polluants, tout en améliorant structure, porosité et capacité d'infiltration grâce aux exo-polysaccharides microbiens (Besalatpour *et al.*, 2011 ; Guarino *et al.*, 2017 ; Romantschuk *et al.*, 2023). La phyto-mycorémédiation renforce la pédogenèse superficielle via les symbioses plantes– champignons mycorhiziens arbusculaires, stimulées par la glomaline et la rhizodéposition (Burges *et al.*, 2016 ; Schneider *et al.*, 2016 ; Solís-Domínguez *et al.*, 2011). La vermiremédiation, enfin, améliore l'aération, la macroporosité et la fertilité grâce au vermicompost riche en micro-organismes actifs (Hickman et Reid, 2008 ; Martinkosky *et al.*, 2017). Ensemble, ces leviers biologiques réactivent les cycles fondamentaux et amorcent la trajectoire de refonctionnalisation, sous réserve que la matrice pédologique soit suffisamment favorable.

4.2. Le génie écologique fondé sur l'ajout de matière et/ou la reconstruction du milieu support

Les approches fondées sur les amendements et le génie pédologique visent à reconstruire la matrice physique, chimique et biologique du sol. Les amendements organiques et les biochars jouent un rôle majeur : ils améliorent pH, CEC, réserve utile en eau, germination et croissance, ainsi que la stabilité des agrégats (Hagner *et al.*, 2021 ; Lebrun *et al.*, 2024). Ces matériaux restaurent également le fonctionnement hydrique, limitent la battance et favorisent la cohésion organo-minérale, comme observé sur des dépôts miniers ou stériles sulfuriques (Christou *et al.*, 2023 ; Gardner *et al.*, 2012 ;

Williams et Thomas, 2023). Là encore, la restauration des cycles microbiens, de l'humification et des horizons organo-minéraux constitue un moteur central de la refonctionnalisation.

Le génie pédologique propose quant à lui de reconstruire des sols fonctionnels à partir de matériaux technogéniques ou locaux, dans une logique d'écoconception et d'économie circulaire (Lothodé *et al.*, 2025). En s'appuyant sur les processus de métapédogenèse, technopédogenèse et ekranopédogenèse décrits dans les milieux urbains (Cheval, 2023 ; Cheverry et Gascuel, 2009 ; Howard, 2021 ; Levin *et al.*, 2017 ; Libessart *et al.*, 2022 ; Morel *et al.*, 2005), ces approches visent à réactiver une pédogenèse fonctionnelle pour restaurer filtration, régulation hydrique, cycles biogéochimiques et support biologique. Les travaux menés sur des sols construits (Séré *et al.*, 2010, 2008) montrent que ces Technosols peuvent atteindre des niveaux de percolation, de biomasse végétale et de stabilité comparables à ceux de sols naturels. À moyen et long termes, des dynamiques de stockage du carbone, d'amélioration du pH, de stabilisation de la matière organique et d'ajustement microbien sont observées (Napoletano *et al.*, 2021 ; Rees *et al.*, 2019). En agriculture urbaine, ces sols reconstruits fournissent des services durables, sous réserve d'un suivi rigoureux (Ferrández-Gómez *et al.*, 2023).

Les approches de génie écologique appliquées aux sols reposent sur deux piliers complémentaires : l'activation des organismes vivants (plantes, microorganismes, mycorhizes, lombriciens) et la reconstruction de la matrice pédologique (amendements organiques, biochar, sols construits). Ensemble, elles visent à restaurer structure, porosité, cycles biogéochimiques, régulation hydrique, biodiversité et pédogenèse. La réhabilitation des sols dégradés s'inscrit ainsi dans une trajectoire de refonctionnalisation, où les leviers bio-physico-chimiques sont mobilisés conjointement pour améliorer l'état des fonctions des sols et leurs rendre plus résilient face aux dégradations.

5. Questions et hypothèses de recherche

Le travail de recherche présenté vise à développer une méthode opérationnelle permettant d'évaluer l'état fonctionnel des sols industriels, en particulier ceux issus d'anciennes activités liées à la production d'électricité à partir de combustion de charbon. Dans la continuité des dernières recherches, l'enjeu est de traduire la complexité pédologique des sols anthropisés en une interprétation synthétique et exploitable, adaptée aux besoins des gestionnaires. Les questions de recherche suivantes structurent la démarche.

Question 1 : Élaboration du diagnostic fonctionnel

Comment concevoir et étalonner un diagnostic opérationnel permettant d'évaluer l'état fonctionnel des sols industriels, à partir d'un ensemble minimal d'indicateurs et d'une stratégie d'échantillonnage adaptée au gradient d'anthropisation observé ?

Cette question se décline en quatre sous-questions.

Q1a – Comment sélectionner un ensemble minimal d'indicateurs fonctionnels pertinent scientifiquement et applicable opérationnellement ?

Hypothèses associées :

- H1a-1. La sélection des indicateurs peut être fondée sur une combinaison de critères scientifiques (pertinence écologique, sensibilité, stabilité conceptuelle) et opérationnels (coût, temps, faisabilité).
- H1a-2. La prise en compte simultanée d'indicateurs physiques, chimiques et biologiques permet de mieux représenter le fonctionnement global du sol que l'analyse d'un seul compartiment.

Q1b – Comment définir une stratégie d'échantillonnage permettant de représenter fidèlement l'état réel des sols, notamment en profondeur ?

Hypothèses associées :

- H1b-1. Le choix entre échantillonnage de surface et échantillonnage intégrant l'ensemble du profil pédologique modifie significativement l'évaluation de l'état fonctionnel, en particulier pour les sols hérités de pratiques d'artificialisation.
- H1b-2. Une stratégie d'échantillonnage tenant compte de l'hétérogénéité intra-site, en combinant l'échantillonnage en profondeur (profils) et des prélèvements répétés de la couche 0–20 cm, permet de représenter plus fidèlement l'état des sols étudiés.

Q1c – Comment tester et valider ce diagnostic dans une diversité de contextes industriels réels ?

Hypothèses associées :

- H1c-1. L'application du diagnostic à plusieurs sites présentant des trajectoires d'usage contrastées doit permettre de refléter la diversité des états fonctionnels rencontrés.
- H1c-2. Les résultats du diagnostic doivent varier de manière cohérente avec le gradient d'anthropisation mis en évidence dans l'état de l'art.
- H1c-3. Certains sols fortement anthropisés peuvent néanmoins conserver des fonctions écologiques satisfaisantes, selon leur histoire et leur gestion.

Q1d – Comment traduire les résultats du diagnostic en un modèle d'interprétation lisible pour l'aide à la décision ?

Hypothèses associées :

- H1d-1. L'agrégation des indicateurs en scores de fonctions du sol (production végétale, régulation hydrique, recyclage de la matière organique, stabilité structurelle, habitat biologique, rétention et transformation des polluants) permet de produire une lecture synthétique et opérationnelle du diagnostic.
- H1d-2. Un équilibre est atteignable entre exigence scientifique et opérationnalité par les gestionnaires.

Question 2 : Détermination des trajectoires de restauration

À partir du diagnostic fonctionnel obtenu, comment définir des trajectoires réalistes d'amélioration de la qualité fonctionnelle des sols, et orienter le choix des interventions de génie écologique adaptées aux usages envisagés ?

Hypothèses associées :

- H2-1. Le système de notation proposé permet de générer un profil de notes reflétant l'état de fonctionnement du sol, et ce profil peut être mobilisé pour évaluer la compatibilité du sol avec différents usages (renaturation, support végétal, gestion de l'eau, maintien d'activité).
- H2-2. Le diagnostic permet d'identifier les fonctions en déficit et de prioriser les leviers d'action (apports organiques, revégétalisation, décompactage, reconstruction pédologique).
- H2-3. Les trajectoires proposées permettent d'orienter la gestion future des sols en précisant les niveaux de performance fonctionnelle requis pour atteindre l'usage cible.

6. Structure de la thèse

Le manuscrit est structuré en plusieurs Chapitres successifs permettant d'aborder progressivement la sélection des indicateurs, l'analyse du fonctionnement des sols industriels, la construction d'un modèle d'évaluation fonctionnelle et l'exploration de trajectoires de refonctionnalisation. Les contenus essentiels des Chapitres sont synthétisés ci-dessous.

Chapitre 2 – Sélection des indicateurs

Ce Chapitre présente la démarche de sélection des indicateurs mobilisés dans la thèse. Il explicite les critères de choix (pertinence fonctionnelle, sensibilité, faisabilité analytique, robustesse), la structuration en fonctions et sous-fonctions, ainsi que la cohérence du jeu d'indicateurs retenu avec les cadres existants (Indiquasol, DESTISOL, SUPRA).

Chapitre 3 – Matériels et méthodes transversaux

Ce Chapitre décrit l'ensemble des méthodes analytiques, expérimentales et statistiques utilisées dans le manuscrit. Il constitue la base méthodologique commune aux Chapitres 4 à 6 d'analyse et de modélisation.

Chapitre 4 – Diagnostic fonctionnel de terrain – profils de sols

Ce Chapitre présente l'évaluation fonctionnelle de 12 profils issus de deux anciennes centrales thermiques, afin de tester un modèle semi-quantitatif simplifié appliqué à l'échelle du profil entier sur 4 fonctions de la santé des sols.

Les éléments présentés dans ce Chapitre font l'objet d'un article scientifique soumis le 26 août 2025 au *Journal of Soils and Sediments*, en cours de correction à la suite d'un retour des pairs le 24/11/2025.

Chapitre 5 – Diagnostic fonctionnel de terrain – sol de surface

Ce Chapitre évalue la santé des sols de surface de 12 sols industriels afin d'apprécier leur niveau de fonctionnalité et de tester la robustesse du système d'indicateurs établi précédemment via un modèle quantitatif s'inspirant de la méthode développée par Obriot *et al.* (2016).

Chapitre 6 – Construire un modèle cognitif robuste permettant l'évaluation des fonctions et sous-fonctions assurées par les sols industriels

Ce Chapitre développe un modèle conceptuel intégratif destiné à représenter conjointement les sous-fonctions des Technosols industriels, dont l'hétérogénéité spatiale et fonctionnelle limite les approches d'évaluation classiques. Le modèle relie les indicateurs aux sous-fonctions et aux fonctions du sol à partir de bornes d'interprétation (0–3), en intégrant simultanément les données issues des horizons, des profils et des surfaces. Les notes sont corrigées en fonction de la profondeur et des strates végétales, puis agrégées hiérarchiquement (indicateurs → sous-fonctions → fonctions).

Chapitre 7 – Essai de refonctionnalisation de sols anthropiques très dégradés

Ce Chapitre présente une expérimentation en conditions contrôlées menée sur trois Technosols industriels très dégradés afin d'évaluer leur capacité à initier une trajectoire de refonctionnalisation à la suite d'un apport organique et à l'installation d'un couvert végétal. L'essai teste l'effet du compost et de la végétalisation sur la reprise des activités microbiennes et la production de biomasse végétale. Trois sols (BBAD, BAD2, BOD) sont étudiés dans des microcosmes soumis à deux traitements (planté et planté + compost) et suivis à trois temps (T3, T4, T5). Les mesures incluent les propriétés physico-chimiques, les respirations microbiennes, les activités enzymatiques (brutes, sommes par cycles C–N–P–S et ratios fonctionnels), ainsi que les biomasses aériennes et racinaires produites.

Chapitre 2 – Sélection des indicateurs

1. Introduction

Les sols sont le siège permettant d'assurer l'ensemble de processus physico-chimiques et biologiques essentiels au fonctionnement des écosystèmes et à la gestion durable des territoires. En contexte industriel, ces processus peuvent être altérés par l'hétérogénéité des matériaux, les remaniements successifs, la compaction, ou encore la présence de polluants. L'évaluation de l'état des sols nécessite donc des outils capables de restituer cette complexité et d'en rendre compte de manière opérationnelle.

Comme présenté dans le Chapitre 1, de nombreuses méthodes d'évaluation des sols ont été développées au cours des dernières décennies, qu'il s'agisse d'approches intégrées (ex. DESTISOL, SUPRA) ou de cadres conceptuels centrés sur la santé des sols (Cousin *et al.*, 2025). Toutefois, ces outils présentent des limites lorsqu'ils sont appliqués à des sols industriels : couverture incomplète des processus, absence de prise en compte de l'hétérogénéité verticalement et horizontalement, références principalement issues de contextes agricoles ou urbains, ou encore difficulté à relier les mesures à des orientations de gestion.

Le défi scientifique associé à cette thèse consiste donc à proposer une démarche permettant de sélectionner des indicateurs du sol à la fois scientifiquement robustes, informatifs sur les processus clefs, et opérationnellement mobilisables dans des contextes industriels parfois contraints.

Dans ce cadre, le présent Chapitre est exclusivement consacré à la sélection des indicateurs du sol. Il s'appuie sur :

1. Un inventaire large de paramètres issus de la littérature scientifique et technique ;
2. Une évaluation systématique de ces paramètres à l'aide d'une grille multicritère mobilisant pertinence scientifique, contraintes techniques, faisabilité logistique et disponibilité de référentiels d'interprétation ;
3. La sélection finale d'un ensemble minimal d'indicateurs permettant d'alimenter le diagnostic fonctionnel qui sera développé dans les Chapitres suivants.

Cette étape constitue un pivot de la démarche globale de la thèse, car elle vise à définir un jeu d'indicateurs capable de capturer les dimensions physiques, chimiques et biologiques du fonctionnement des sols industriels, tout en garantissant une mise en œuvre réaliste sur des sites caractérisés par une grande diversité de contextes et d'histoires d'usage.

2. Méthode et étapes de sélection

L'identification des paramètres mobilisés pour l'évaluation du fonctionnement des sols s'appuie sur le même corpus bibliographique que celui utilisé pour la sélection des fonctions et des sous-fonctions. Un inventaire exhaustif des paramètres mentionnés dans ces publications a été réalisé, aboutissant à une liste de 254 paramètres potentiellement mobilisables.

Conformément à la définition rappelée en introduction, un paramètre correspond à une mesure brute ou à une caractéristique observée du sol, tandis qu'un indicateur désigne un paramètre accompagné d'un référentiel d'interprétation permettant d'évaluer un niveau d'état ou d'expression d'un processus du sol.

Dans la démarche suivie ici, le passage du statut de paramètre à celui d'indicateur intervient lors de l'identification, dans la littérature ou dans des bases de données existantes, d'un référentiel permettant l'interprétation de la mesure.

Dans la pratique, tous les paramètres recensés n'étaient pas associés à un référentiel d'interprétation. Certains ne pouvaient donc être considérés que comme des paramètres, faute de seuils, gammes de valeurs ou repères contextuels permettant leur interprétation.

À l'inverse, l'existence d'un référentiel pour un paramètre a constitué un critère déterminant, conduisant parfois à privilégier ce paramètre par rapport à un autre décrivant un processus similaire.

Sur cette base, une étape d'homogénéisation a été menée afin de regrouper les paramètres décrivant un même processus du sol, et d'harmoniser les appellations issues de la littérature. Cette étape a permis de réduire la liste initiale à 90 paramètres distincts, considérés comme candidats potentiels au statut d'indicateur.

Ces paramètres ont ensuite été évalués selon une grille multicritère comportant 13 critères. Pour faciliter la lecture, ces critères sont organisés en deux catégories :

1. 3 critères déclassants, dont le non-respect remet en cause la possibilité de mobiliser le paramètre
2. 10 critères normaux, qui contribuent à la note globale et appartiennent à quatre domaines : scientifique, technique, logistique et financier.

Les critères déclassants, appliqués en premier, concernaient :

- La faisabilité dans le cadre du projet de thèse ;
- L'existence d'une norme ou d'un protocole de mesure ;
- L'existence d'un référentiel d'interprétation associé à la mesure.

Les dix autres critères visaient à apprécier la pertinence scientifique, la robustesse méthodologique, la faisabilité logistique, la reproductibilité et le coût de mise en œuvre. Chaque critère était évalué sur une échelle de 0 à 3, soit un total maximal de 39 points par paramètre.

L'analyse multicritère s'est appuyée sur un ensemble de règles de décision combinant la note globale attribuée à chaque paramètre et la satisfaction des critères déclassants. Il est important de préciser que cette grille de sélection ne constitue pas un référentiel d'interprétation ; elle vise uniquement à identifier, parmi l'ensemble des paramètres recensés, ceux présentant un niveau suffisant de pertinence scientifique, de faisabilité opérationnelle et de robustesse méthodologique (Figure 6).

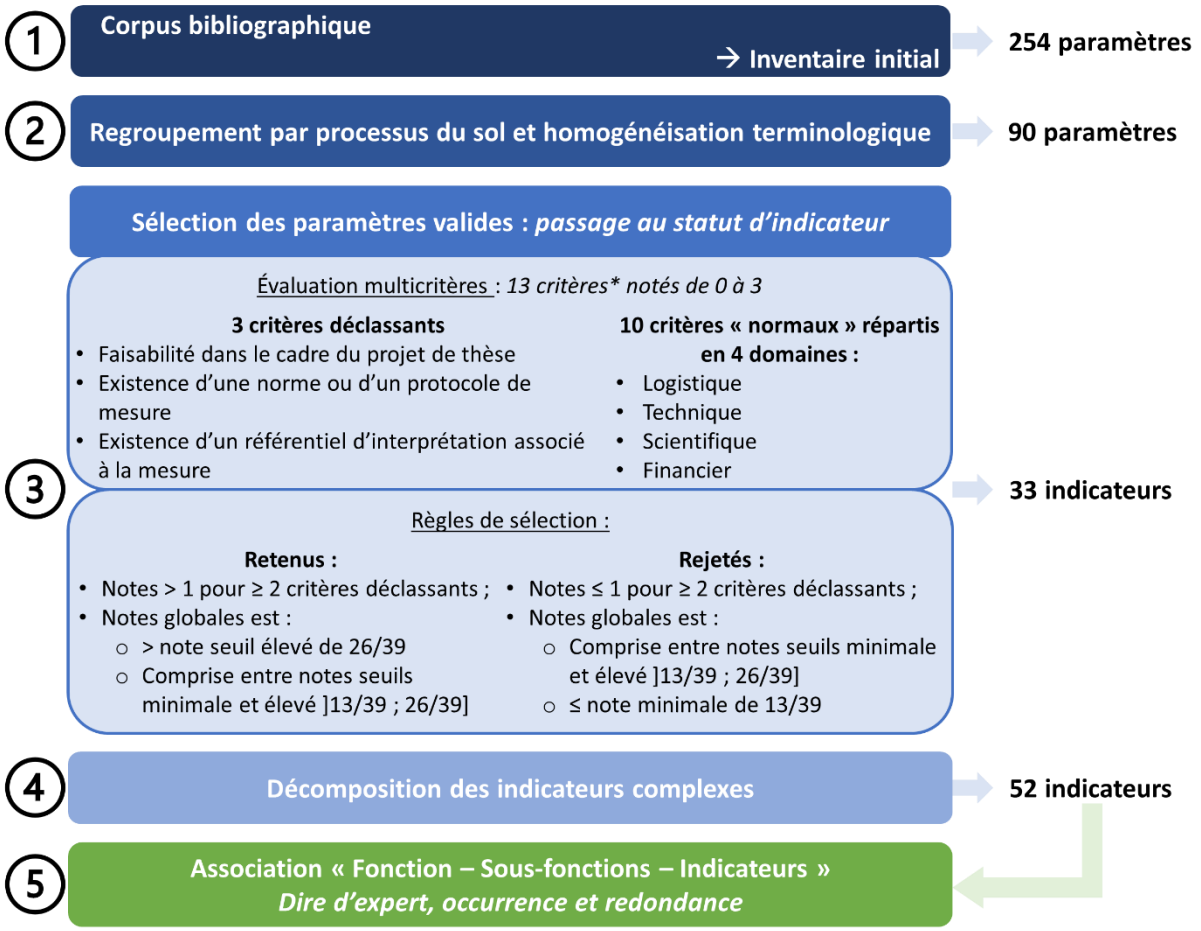


*Figure 6. Schéma synthétique des différences étapes de sélections des indicateurs, depuis le corpus bibliographique jusqu'à l'association des indicateurs avec les fonctions et les sous-fonctions. * Liste complète des critères en Annexe 2.*

Dans un premier temps, un paramètre ne pouvait être retenu que s'il obtenait une note strictement supérieure à 1 pour au moins deux des trois critères déclassants. Cette exigence garantit *a minima* que la mesure est réalisable dans le cadre du projet, qu'un protocole validé existe pour sa mise en œuvre et qu'un référentiel d'interprétation est disponible pour en analyser la valeur.

Dans un second temps, l'interprétation de la note globale reposait sur deux seuils construits à partir de la structure de la grille. Le premier seuil, fixé à 13/39, correspond au cas où un paramètre recevrait la note minimale de 1 sur chacun des treize critères ; il s'agit donc d'un seuil minimal d'acceptabilité, et non d'une moyenne. Le second seuil, fixé à 26/39, correspond à la situation où un paramètre obtiendrait une note de 2 pour chacun des critères, définissant ainsi un seuil élevé de pertinence traduisant une forte robustesse scientifique et opérationnelle.

Sur cette base, un paramètre était automatiquement retenu dès lors qu'il satisfaisait les critères déclassants et présentait une note globale strictement supérieure à 26/39. À l'inverse, un paramètre était automatiquement rejeté s'il obtenait une note inférieure ou égale à 1 pour au moins deux critères déclassants ou si sa note globale était inférieure ou égale à 13/39.

Entre ces deux seuils, c'est-à-dire pour les paramètres présentant une note comprise entre 13/39 et 26/39, une analyse plus fine était nécessaire. Cette zone intermédiaire regroupait des paramètres scientifiquement pertinents mais présentant davantage de contraintes méthodologiques, logistiques ou financières. Leur sélection dépendait alors de leur caractère non redondant avec des indicateurs déjà retenus et de la valeur ajoutée qu'ils apportaient à l'évaluation globale.

Enfin, pour les paramètres présentant un intérêt majeur mais dépourvus de référentiel d'interprétation dans la littérature, un travail complémentaire a été réalisé afin de construire ou d'adapter un référentiel à partir des données disponibles. Cette étape a permis de garantir que tous les paramètres retenus soient effectivement interprétables et puissent être mobilisés en tant qu'indicateurs.

Ainsi, ce n'est qu'après l'application de cet ensemble de règles, incluant la vérification des critères déclassants, l'analyse de la note globale et l'existence d'un référentiel d'interprétation, que s'opérait la transition entre paramètre et indicateur, ces derniers constituant les éléments réellement mobilisables pour le diagnostic fonctionnel présenté dans les Chapitres suivants. Le détail des critères, des règles de décision et des notes associées est présenté en Annexe 2.

À l'issue de cette évaluation, 33 indicateurs ont été présélectionnés, répartis en trois catégories correspondant aux dimensions biologique, chimique et physique du fonctionnement du sol. Certains d'entre eux étaient des indicateurs composites, regroupant plusieurs paramètres complémentaires d'un même processus (par exemple les différentes activités enzymatiques). Ces indicateurs ont été décomposés afin d'assurer une correspondance univoque entre chaque sous-fonction et l'indicateur associé. Par exemple, l'indicateur global « activités enzymatiques » rassemblait initialement plusieurs mesures distinctes (β-glucosidase, phosphatase acide, arylsulfatase, N-acétyl-glucosamidase), chacune renseignant un processus spécifique de dégradation de la matière organique. Leur décomposition a

permis de considérer ces paramètres comme autant d'indicateurs indépendants et interprétables, assurant ainsi une attribution cohérente aux sous-fonctions concernées. Au terme de cette étape, la liste finale comprenait 52 indicateurs retenus.

L'association entre Fonctions, Sous-fonctions et Indicateurs a ensuite été réalisée à dire d'expert, selon le principe d'occurrence et de redondance. Lorsque deux indicateurs obtenaient une note équivalente et décrivaient un même processus du sol, la sélection finale s'est portée sur l'indicateur présentant la plus forte occurrence, c'est-à-dire celui apparaissant dans plusieurs sous-fonctions.

Ce principe a permis de favoriser les indicateurs transversaux, contribuant à la construction d'un ensemble minimal d'indicateurs, scientifiquement robuste et opérationnel pour la caractérisation du fonctionnement des sols industriels (Figure 7).

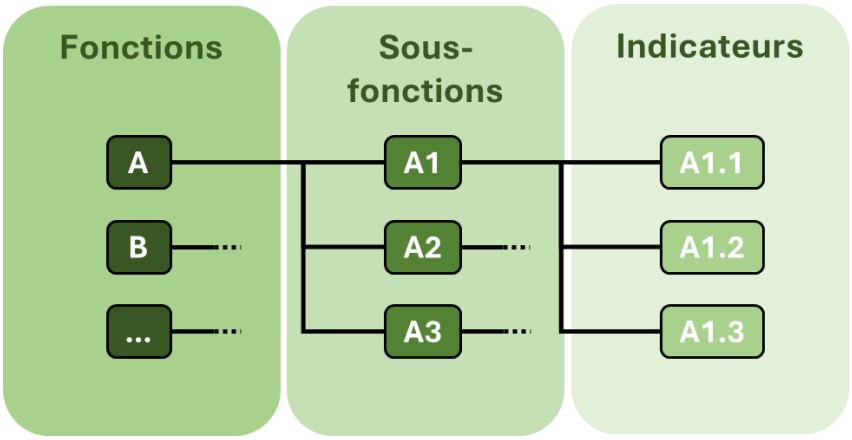


Figure 7. Arborescence de l'association « Fonction – Sous-fonctions – Indicateurs » développée dans ce projet de thèse.

3. Résultats de sélections et de rejets des indicateurs à l'issu du processus de sélection

Le processus de sélection a conduit à la retenue de 52 indicateurs, répartis en 32 indicateurs biologiques, 9 indicateurs chimiques et 11 indicateurs physiques. Ces indicateurs répondent aux conditions de sélection définies précédemment, à savoir une note globale soit supérieure à la note seuil élevé (26/39), soit strictement supérieure à la note minimale (13/39) et inférieure ou égale à la note seuil élevé, et présentant dans tous les cas une note strictement supérieure à 1 pour au moins deux des trois critères déclassants.

Parmi ces 52 indicateurs, 39 présentent une note globale supérieure à 26/39, tandis que 13 présentent une note globale strictement supérieure à 13/39 et inférieure ou égale à 26/39 (Tableau 2).

Tableau 2. Liste des paramètres présélectionnés classés par catégorie et associés à leurs notes totales des critères de présélections. Les paramètres dont la note totale est inférieure ou égale à la note seuil élevé sont inscrits en rouge.

Catégories	Indicateurs	Notes totales	Notes critères déclassants		
			Faisabilité dans le cadre du projet de thèse	*Normes ou protocoles d'acquisition*	*Existence d'un référentiel ou d'une méthode d'interprétation*
Biologique (n = 32)	Abondance en macrofaune du sol	26	2	2	2
	Abondance en nématode du sol	27	2	2	3
	Abondance en vers de terre	26	2	2	2
	Activité biologique visible à l'œil nu	31	3	2	2
	Activité enzymatique ARS	27	3	3	1
	Activité enzymatique βGLU	27	3	3	1
	Activité enzymatique NAG	27	3	3	1
	Activité enzymatique PHOS	27	3	3	1
	Biomasse microbienne 16S	29	3	3	2
	Densité de matière racinaire	31	3	2	3
	Densité de tissu racinaire	31	3	2	3
	Diamètre moyen racinaire	33	3	2	2
	Diversité archéenne + bactérienne par analyse ADN (16S)	25	3	3	2
	Diversité en macrofaune du sol	26	2	2	2
	Diversité en nématofaune du sol	27	2	2	3
	Diversité en vers de terre	26	2	2	2
	Diversité fongique par analyse ADN (18S)	25	3	3	2
	Diversité spécifique végétale	33	3	2	2
	Gène fonctionnel *amoA*	17	2	2	2
	Gène fonctionnel *narG*	17	2	2	2
	Gène fonctionnel *nirS*	17	2	2	2
	Gène fonctionnel *nosZ*	17	2	2	2
	Indice de la voie de décomposition de la matière organique de la nématofaune	27	2	2	3
	Indice de maturité de la nématofaune	27	2	2	3
	Indice de structure de la nématofaune	27	2	2	3
	Indice d'enrichissement de la nématofaune	27	2	2	3

Catégories	Indicateurs	Notes totales	Notes critères déclassants		
			Faisabilité dans le cadre du projet de thèse	*Normes ou protocoles d'acquisition*	*Existence d'un référentiel ou d'une méthode d'interprétation*
	Longueur spécifique racinaire	33	3	2	2
	Profondeur d'enracinement	35	3	2	2
	Ratio bactérie / champignon (16S/18S)	20	2	2	2
	Respiration microbienne basale	24	3	2	2
	Taux de recouvrement végétale	36	3	2	2
	Taux d'enracinement	35	3	2	2
Chimique (n = 9)	Capacité d'échange cationique	34	3	3	3
	pH_{eau}	36	3	3	3
	Ratio C/N	34	3	3	3
	Teneur en azote total	32	3	3	3
	Teneur en composés organiques totaux	26	2	3	3
	Teneur en éléments traces métalliques totaux	26	2	3	3
	Teneur en phosphore disponible pour les plantes	32	3	3	3
	Teneur totale en $CaCO_3$	32	3	3	3
	Teneurs en carbone organique du sol	36	3	3	3
Physique (n = 11)	Classe texturale	36	3	3	3
	Masse volumique apparente	35	3	3	3
	Niveau de compacité du sol évalué au terrain	36	3	2	3
	Pente	37	3	2	3
	Profondeur des traces d'hydromorphie	36	3	2	3
	Profondeur du sol	37	3	3	2
	Réserve utile	31	3	3	3
	Structure du sol évaluée au terrain	33	3	2	3
	Teneur en artefacts	30	3	2	3
	Teneur en éléments grossiers	36	3	3	3
	Traces de pollutions	36	3	3	3

Les indicateurs ayant une note globale supérieure à 26/39 se répartissent entre 21 indicateurs biologiques, 7 indicateurs chimiques et 11 indicateurs physiques. Les indicateurs biologiques de cette catégorie affichent des notes globales comprises entre 27 et 36 sur 39 et des notes aux trois critères déclassants (faisabilité dans le cadre du projet, normes ou protocoles d'acquisition, existence d'un référentiel ou d'une méthode d'interprétation) comprises entre 2 et 3. Les indicateurs chimiques de cette catégorie présentent des notes globales allant de 32 à 36 sur 39 et des notes maximales (3) pour les trois critères déclassants, traduisant la présence de protocoles normalisés et de référentiels d'interprétation existants. Les indicateurs physiques appartenant à cette catégorie présentent des notes globales comprises entre 30 et 37 sur 39 et des notes aux critères déclassants comprises entre 2 et 3.

Les indicateurs dont la note globale est strictement supérieure à 13/39 et inférieure ou égale à 26/39 se composent de 11 indicateurs biologiques et 2 indicateurs chimiques. Aucun indicateur physique ne présente une note globale dans cet intervalle.

Ainsi, sur l'ensemble des indicateurs retenus, 39 présentent une note globale supérieure à 26/39 et 13 une note strictement supérieure à 13/39 et inférieure ou égale à 26/39, tous répondant à la condition d'avoir au moins deux critères déclassants notés strictement supérieurs à 1.

Au sein de l'ensemble des paramètres initialement recensés, plusieurs indicateurs potentiels ont été écartés au cours du processus de sélection, car ils ne répondaient pas pleinement aux critères établis dans la grille d'évaluation multicritère ou lors de la phase d'association « Fonction – Sous-fonctions – Indicateurs » (Tableau 3). Les indicateurs rejetés l'ont donc été soit en raison de contraintes de faisabilité ou d'absence de référentiel d'interprétation, soit parce qu'ils apparaissaient redondants avec d'autres indicateurs mieux notés. Ces indicateurs rejetés concernent l'ensemble des trois catégories considérées, à savoir 13 indicateurs biologiques, 15 indicateurs chimiques et 15 indicateurs physiques.

Les indicateurs biologiques rejetés présentent des niveaux de performance très contrastés. Certains, tels que les paramètres relatifs aux enchytréides, affichaient de bonnes évaluations sur les critères déclassants mais ont été écartés en raison de leur redondance méthodologique avec des indicateurs déjà retenus ou de leur faible occurrence dans les sous-fonctions identifiées. D'autres indicateurs biologiques, tels que l'assimilation microbienne, la bioturbation, certains indices globaux basés sur l'ADN environnemental, ou encore des mesures relatives aux processus de nitrification ou de parasitisme, ont été rejetés soit en raison de notes insuffisantes à un ou plusieurs critères déclassants, soit parce que leur note globale se situait en dessous du seuil minimal requis, soit enfin parce qu'ils ne présentaient pas une pertinence suffisante pour l'application envisagée dans le diagnostic fonctionnel.

Tableau 3. Liste des indicateurs non retenus classés par catégorie et associés à leurs notes totales des critères de présélections. Les indicateurs dont la note totale est supérieure à la note moyenne sont inscrits en vert.

Catégories	**Indicateurs**	**Notes totales**	**Notes aux critères déclassants**		
			Faisabilité dans le cadre du projet de thèse	*Normes ou protocoles d'acquisition*	*Existence d'un référentiel ou d'une méthode d'interprétation*
Biologique (n = 13)	Abondance, densité et diversité en enchytréides	31	2	3	3
	Assimilation microbienne	12	1	-	-
	Bioturbation	15	2	1	1
	Collemboles	24	0	3	3
	Diversité de la faune du sol (micro, méso et macrofaune) à partir de l'ADN environnemental	16	2	1	1
	Diversité fonctionnelle de la faune du sol (micro, méso et macrofaune) par une analyse des gènes fonctionnels	15	2	2	2
	Indice de qualité écologique (IQE) et l'indice de potentialité écologique (IPE)	18	0	2	2
	Nitrification	7	2	2	-
	Parasitisme	4	0	1	1
	Quantité de gène *oprF*	17	0	3	3
	Richesse en habitats	25	1	2	2
	Test de Baït-lamina (réseaux trophique du sol)	21	1	2	2
	Vitesse décomposition MO	21	1	2	2
Chimique (n = 15)	C labile	16	1	2	1
	C organique labile	16	1	2	1
	Degré de décomposition de la matière organique	19	2	2	-
	Dénitrification	23	3	2	2
	Méthanotrophies	15	1	2	1
	Minéralisation de N	20	3	2	2
	N disponible	24	2	2	2
	N labile	16	1	2	1
	Teneur échangeable en Cu	20	1	2	2
	Teneur échangeable en Pb	20	1	2	2
	Teneur échangeable en Zn	20	1	2	2

Catégories	Indicateurs	Notes totales	Notes aux critères déclassants		
			Faisabilité dans le cadre du projet de thèse	*Normes ou protocoles d'acquisition*	*Existence d'un référentiel ou d'une méthode d'interprétation*
	Teneur en Calcaire actif	27	0	3	3
	Teneur en P total	27	0	3	3
	Teneurs totales en micronutriments	27	0	3	3
	pH_{KCl}	34	2	3	3
Physique (n = 15)	Balance hydrique = Potentiel hydrique	18	0	3	0
	Bassins souterrains = Hauteur piézométrique	23	1	3	1
	Conductivité hydraulique à saturation	15	1	2	3
	Etat d'humidité du sol	27	0	3	0
	Etat de surface : Traces d'érosion et croûte de battance	26	1	2	2
	Forme d'humus	25	0	3	1
	Infiltration	19	1	2	2
	Maintien de l'air dans le sol	15	1	1	2
	Minéralogie de l'argile	15	1	2	1
	Minéralogie de sols	19	1	2	1
	Perméabilité du sol à l'air	17	1	2	2
	Point d'entrée de l'air	17	1	1	2
	Résistance à la pénétration	17	0	1	1
	Stabilité des agrégats	20	2	2	3
	Température du sol	27	0	2	0

Les indicateurs chimiques rejetés couvrent également un large éventail de situations. Certains, comme le pH, la teneur en calcaire actif, le phosphore total ou les teneurs totales en micronutriments, obtenaient pourtant de bonnes évaluations globales et répondaient aux critères déclassants ; ils ont toutefois été écartés en raison de leur forte redondance avec des indicateurs chimiques déjà retenus et jugés plus informatifs. D'autres indicateurs, portant notamment sur l'azote disponible, la dénitrification, la minéralisation, les formes labiles du carbone et de l'azote ou les teneurs échangeables en métaux traces, ont été rejetés en raison de performances insuffisantes sur les critères déclassants ou d'une note globale inférieure aux seuils de sélection. Enfin, certains paramètres ont été exclus car ils présentaient une pertinence limitée dans le cadre d'un diagnostic fonctionnel appliqué à des sols industriels.

Les indicateurs physiques rejetés présentent des situations similaires. Certains, malgré une bonne évaluation globale et l'existence de protocoles reconnus (par exemple l'état d'humidité du sol ou la température du sol), ont été éliminés en raison de notes nulles pour deux critères déclassants. D'autres, tels que les indicateurs relatifs à l'état de surface, à la stabilité des agrégats ou à l'infiltration, ont été rejetés pour redondance avec des indicateurs physiques déjà sélectionnés, notamment ceux relatifs à la structure du sol et à la classe texturale. Les paramètres restants ont été écartés pour des notes globales insuffisantes, des contraintes méthodologiques ou une pertinence limitée par rapport aux objectifs du diagnostic.

Ainsi, les indicateurs rejetés se répartissent en trois groupes principaux :

i. Ceux qui ont été éliminés pour notes nulles ou faibles à un ou plusieurs critères déclassants ;
ii. Ceux dont la note globale était inférieure au seuil minimal de 13/39 ;
iii. Ceux qui, malgré une bonne évaluation globale, n'ont pas été retenus lors de la phase d'association « Fonction – Sous-fonctions – Indicateurs » en raison d'une redondance avec d'autres indicateurs, d'une faible occurrence dans les sous-fonctions identifiées ou d'une pertinence insuffisante pour un diagnostic fonctionnel.

La distribution des indicateurs retenus selon les fonctions et sous-fonctions auxquelles ils sont associés fera l'objet d'une analyse détaillée dans le Chapitre 6 du présent mémoire. Cette présentation permettra de préciser la répartition fonctionnelle des indicateurs sélectionnés et leur contribution à l'évaluation intégrée des sols industriels étudiés.

Le détail des notations pour les critères « normaux » pour les indicateurs sélectionnés et les indicateurs rejetés sont localisés, respectivement, en Annexe 3 et Annexe 4.

4. Discussion

La méthode de sélection des indicateurs développée dans ce travail repose sur une approche arborescente articulée autour du triptyque « Fonction – Sous-fonction – Indicateurs », combinée à une évaluation multicritère et à une phase d'expertise. Cette démarche vise à construire un ensemble d'indicateurs scientifiquement fondé, cohérent et opérationnel pour l'évaluation de la refonctionnalisation des sols industriels. Elle s'inscrit dans la continuité des approches fonctionnelles de caractérisation des sols proposées dans la littérature scientifique récente, tout en intégrant des spécificités méthodologiques adaptées au contexte industriel et aux besoins opérationnels des gestionnaires.

La structuration hiérarchique adoptée dans ce mémoire rejoint les fondements conceptuels déjà formulés (Adhikari et Hartemink, 2016), qui soulignent la nécessité de relier les propriétés et processus du sol aux fonctions écologiques qu'ils soutiennent, afin d'établir des indicateurs représentatifs des services écosystémiques. Toutefois, la présente approche affine cette logique en introduisant un niveau intermédiaire (celui des sous-fonctions) qui explicite les interactions entre les composantes physico-chimiques et biologiques et relie directement ces interactions aux indicateurs mesurables. Cette granularité méthodologique permet de mieux identifier les leviers de refonctionnalisation spécifiques aux sols industriels, un aspect peu abordé dans les cadres de référence classiques.

Les réflexions de Rinot *et al.* (2019) sur l'évaluation de la santé des sols confortent cette orientation. Ces auteurs insistent sur la nécessité d'une approche holistique reliant les attributs du sol à ses fonctions, en dépassant la simple juxtaposition d'indicateurs isolés. Leur critique des cadres existants, jugés parfois trop empiriques ou centrés sur les sols agricoles, rejoint les constats formulés dans ce mémoire : l'évaluation fonctionnelle des sols doit reposer sur une compréhension systémique des relations entre processus et indicateurs, tout en restant adaptée au contexte d'usage. L'intégration de la hiérarchie « Fonction – Sous-fonction – Indicateurs » répond précisément à cette exigence de cohérence fonctionnelle (Rinot *et al.*, 2019).

De manière complémentaire, d'autres travaux ont mis en avant la nécessité d'un cadre conceptuel reliant les fonctions du sol à des indicateurs spécifiques afin de renforcer la comparabilité entre études et territoires (Bünemann *et al.*, 2018 ; Vogel *et al.*, 2019). Ces approches, principalement conçues pour des contextes agricoles ou naturels, restent toutefois limitées dans leur transférabilité aux sols anthropisés. L'adaptation proposée ici, orientée vers les sols industriels, comble en partie cette lacune en prenant en compte des contraintes physico-chimiques et biologiques particulières (pollutions, compactage, hétérogénéité texturale) tout en conservant une cohérence scientifique solide.

Sur le plan méthodologique, la grille de sélection multicritère employée dans ce travail, reposant sur treize critères dont trois déclassants, s'inspire directement des approches de hiérarchisation d'indicateurs développées dans les projets européens ESMS (European Soil Monitoring System) (Calzolari *et al.*, 2016) et LANDMARK. Ces cadres privilégient la robustesse, la faisabilité et la représentativité des indicateurs. La méthode présentée dans ce mémoire innove toutefois par l'introduction d'un double niveau de validation : d'abord une évaluation quantitative (notes globales et déclassantes), puis une sélection qualitative experte fondée sur la redondance et surtout sur l'occurrence, c'est-à-dire la fréquence d'apparition d'un indicateur dans plusieurs sous-fonctions. Cette approche, absente de la plupart des méthodes précédentes, renforce la capacité de l'ensemble d'indicateurs à représenter la multifonctionnalité des sols.

Cette démarche rejoint les recommandations de Rinot *et al.* (2019), qui appellent à dépasser la simple agrégation de mesures pour construire des systèmes d'indicateurs capables de refléter la complexité des interactions du sol. Elle converge également avec les travaux de Creamer *et al.* (2022) et de Zwetsloot *et al.* (2022), qui insistent sur la nécessité de réduire les redondances entre indicateurs et de privilégier un ensemble minimal mais représentatif, garantissant à la fois la robustesse et l'opérationnalité des évaluations (Creamer *et al.*, 2022 ; Rinot *et al.*, 2019 ; Zwetsloot *et al.*, 2022). Par ailleurs, l'introduction de critères déclassants fondés sur la faisabilité, la normalisation et l'existence de référentiels d'interprétation constitue un progrès notable par rapport à d'autres approches, souvent centrées sur la seule pertinence écologique.

L'adaptation de la méthode au contexte industriel représente un apport original majeur. Les outils DESTISOL (Cherel *et al.*, 2016) et SUPRA (Schwartz *et al.*, 2022) ont permis d'évaluer les fonctions des sols urbains, mais leur transférabilité au contexte industriel demeure limitée, notamment en raison de la nature des altérations subies par ces sols. Le cadre proposé ici élargit ces démarches en intégrant explicitement la dimension opérationnelle recherchée par les gestionnaires de sites industriels, tout en s'appuyant sur une structuration scientifique similaire. Cette orientation répond aussi aux besoins identifiés dans d'autres travaux sur la durabilité des sols contaminés, où les auteurs préconisent la construction d'outils intégrant la fonctionnalité du sol dans les processus décisionnels de réhabilitation (Volchko *et al.*, 2014a, 2014b, 2014c).

Par ailleurs, la combinaison d'indicateurs biologique, chimique et physique permet une approche intégrée comparable celle prônée dans des travaux, qui considèrent la santé des sols comme un concept systémique mobilisant plusieurs dimensions complémentaires (Greiner *et al.*, 2017). En cela, la méthode présentée dans ce mémoire répond au besoin de développer des cadres intégratifs

conciliant la mesure des propriétés du sol, leur interprétation fonctionnelle et leur traduction en indicateurs opérationnels (Rinot *et al.*, 2019).

Les résultats de la sélection ont conduit à la rétention de 52 indicateurs, répartis en 32 biologiques, 9 chimiques et 11 physiques. Cette distribution traduit une prédominance des indicateurs biologiques, cohérente avec les observations de d'autres travaux (Calvaruso *et al.*, 2021, 2019), qui soulignent la forte sensibilité de ces indicateurs à la dynamique de fonctionnement du sol et à ses perturbations. La diversité des indicateurs biologiques sélectionnés, notamment ceux relatifs à la biodiversité microbienne et aux gènes fonctionnels, s'accorde également avec les conclusions d'autres travaux (Bünemann *et al.*, 2018 ; Obriot *et al.*, 2016), pour qui la composante biologique constitue un intégrateur précoce de la santé des sols.

En complément, il est instructif de situer cette liste d'indicateurs au regard des principaux cadres de sélection existants. Le travail récent du rapport Indiquasol (Cousin *et al.*, 2025), qui propose un ensemble structuré d'indicateurs pour l'évaluation de la qualité et de la santé des sols dans un cadre européen, met en avant un noyau d'environ cinquante indicateurs couvrant les dimensions physiques, chimiques et biologiques. La taille de l'ensemble obtenu dans ce Chapitre est donc cohérente avec cette proposition. Néanmoins, la distribution diffère sensiblement : dans le rapport Indiquasol privilégient un socle physico-chimique relativement robuste (pH, carbone organique, azote total, CEC, texture, densité apparente, nutriments), alors que la sélection développée ici accorde une place beaucoup plus importante à la composante biologique (activités enzymatiques, diversité microbienne et fongique, indices de la nématofaune, traits racinaires, gènes fonctionnels). Cette orientation découle des spécificités des Technosols industriels, où les processus biologiques constituent des leviers clés de refonctionnalisation et des indicateurs particulièrement sensibles aux perturbations.

Cette tendance est conforme aux synthèses proposées par Bünemann *et al.* (2018), qui identifient parmi plus de 200 indicateurs un ensemble récurrent de propriétés physico-chimiques (carbone organique, pH, C/N, texture, densité apparente) complété par une batterie d'indicateurs biologiques majeurs (respiration microbienne, biomasse microbienne, diversité microbienne, macrofaune)(Bünemann *et al.*, 2018). De nombreux indicateurs sélectionnés dans ce Chapitre se retrouvent dans ce noyau, ce qui garantit une continuité conceptuelle avec les cadres les plus mobilisés. L'intégration d'indicateurs rarement inclus dans les approches généralistes, tels que les gènes fonctionnels du cycle de l'azote, les traits racinaires ou les indices de la nématofaune, constitue ici un apport spécifique adapté aux contraintes des sols industriels fortement altérés.

La comparaison avec les outils développés pour les sols urbains tels que DESTISOL (Cherel *et al.*, 2016) et SUPRA (Schwartz *et al.*, 2022 ; Séré *et al.*, 2024) montre également une large zone de recouvrement

pour les propriétés structurelles et chimiques essentielles (texture, densité apparente, profondeur, réserve utile, carbone organique, pH, nutriments, pollution, recouvrement végétal). La présence de ces indicateurs dans la sélection réalisée garantit sa compatibilité avec ces dispositifs opérationnels. Toutefois, la méthode présentée ici s'en distingue par l'intégration d'un ensemble biologique nettement plus développé, qui dépasse la logique diagnostique de premier niveau adoptée par ces outils pour permettre une compréhension mécanistique de la refonctionnalisation des sols industriels.

Ainsi, l'ensemble d'indicateurs retenu dans ce Chapitre s'appuie sur un socle largement partagé par les cadres de référence, tout en intégrant une composante biologique élargie nécessaire à l'étude de Technosols industriels fortement modifiés. Ce positionnement assure la robustesse de la sélection tout en renforçant sa capacité à décrire finement les processus fonctionnels du sol, en complément des propriétés physico-chimiques et structurelles classiquement mobilisées.

À l'inverse, la proportion plus faible d'indicateurs chimiques et physiques reflète leur relative stabilité et leur capacité à décrire l'état structurel et le potentiel fonctionnel du sol, à l'instar des approches décrites dans d'autres travaux (Baptist *et al.*, 2018 ; Drobnik *et al.*, 2018). La conservation d'indicateurs présentant des notes globales inférieures à la moyenne, mais des scores déclassants satisfaisants (par exemple, les gènes fonctionnels *amoA*, *nirS*, *nosZ*), illustre une approche pragmatique également défendue dans d'autre travaux : l'importance d'intégrer des indicateurs à haute valeur explicative, même lorsqu'ils présentent certaines contraintes méthodologiques, afin de préserver la cohérence fonctionnelle globale du système d'évaluation (Rinot *et al.*, 2019).

Malgré ses apports, la méthode présente certaines limites, en accord avec les remarques formulées par la littérature. Plusieurs auteurs soulignent la nécessité d'une validation empirique des indicateurs retenus, en évaluant leur sensibilité, leur robustesse temporelle et leur capacité à refléter les processus fonctionnels du sol (Bünemann *et al.*, 2018 ; Rinot *et al.*, 2019 ; Vogel *et al.*, 2019). Dans le cadre du présent mémoire, cette étape sera abordée ultérieurement (Chapitre 6) afin de vérifier la pertinence des indicateurs sélectionnés dans différents contextes de sols industriels. Par ailleurs, la pondération uniforme appliquée aux critères non déclassants pourrait être affinée, comme le suggèrent certains auteurs (Creamer *et al.*, 2022 ; Zwetsloot *et al.*, 2022), qui préconisent une hiérarchisation différenciée selon les objectifs d'évaluation (productivité, résilience, biodiversité, etc.).

Enfin, la transposabilité de la méthode à d'autres contextes (urbains, agricoles ou naturels) représente une perspective d'évolution. Les travaux de certains auteurs insistent sur la nécessité d'outils d'évaluation universels mais adaptables, afin de favoriser la comparabilité des résultats à différentes échelles (Adhikari et Hartemink, 2016 ; Vogel *et al.*, 2019). L'approche développée dans ce mémoire

répond partiellement à cet enjeu en proposant un cadre conceptuel modulaire et reproductible, susceptible d'être étendu à d'autres usages des sols.

5. Conclusion

Le travail présenté dans ce Chapitre a permis de concevoir et de formaliser une méthode rigoureuse et opérationnelle de sélection d'indicateurs destinée à évaluer la refonctionnalisation des sols industriels. Fondée sur une arborescence structurée (Fonction – Sous-fonction – Indicateur), une évaluation multicritère mobilisant à la fois des critères quantitatifs et qualitatifs, ainsi qu'une validation experte s'appuyant sur la redondance et surtout l'occurrence des indicateurs, cette démarche garantit la robustesse scientifique et la pertinence opérationnelle de l'ensemble obtenu. La sélection finale de 52 indicateurs, couvrant les compartiments biologiques, chimiques et physiques, reflète la multifonctionnalité des sols tout en tenant compte des spécificités des Technosols industriels, notamment leur hétérogénéité, leurs contraintes structurelles et leurs perturbations biologiques.

Cette sélection présente un positionnement équilibré : elle repose sur un socle d'indicateurs communément mobilisés dans les cadres d'évaluation existants tout en intégrant des variables plus sensibles et explicatives, indispensables pour appréhender les trajectoires de refonctionnalisation de sols fortement altérés. Ce double ancrage confère à l'ensemble d'indicateurs une cohérence scientifique solide et une adaptabilité aux enjeux propres aux contextes industriels.

Les perspectives ouvertes par ce travail concernent principalement la validation empirique, indispensable pour vérifier la sensibilité réelle des indicateurs, leur cohérence fonctionnelle et leur capacité à diagnostiquer les contraintes propres aux sols industriels. De futures applications permettront également d'évaluer la redondance effective entre indicateurs et d'affiner la pondération ou la hiérarchisation des critères selon les objectifs de gestion. Enfin, la méthode présente un fort potentiel de transposabilité vers d'autres contextes anthropisés, ouvrant la voie à la construction d'un outil d'évaluation et d'aide à la décision capable d'harmoniser les pratiques et de soutenir les démarches de transition écologique et industrielle.

Chapitre 3 – Matériels et méthodes généraux pour l'évaluation des fonctions et indicateurs des sols industriels

1. Introduction

À la suite de l'état de l'art et du processus de sélection des indicateurs présenté dans les Chapitres précédents, le présent Chapitre décrit le matériel et méthode mis en œuvre pour l'acquisition et le traitement des données relatives aux sols étudiés. La démarche d'échantillonnage repose sur la mise en place d'un protocole standardisé d'échantillonnage et d'analyse des sols, visant à caractériser leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques en lien avec les fonctions identifiées précédemment. Les campagnes de prélèvements, la description des sites d'étude, les analyses de laboratoire et les traitements de données sont ici détaillés afin d'assurer la traçabilité et la reproductibilité de l'ensemble des résultats présentés dans les Chapitres suivants.

Les éléments développés dans ce Chapitre constituent le socle méthodologique transversal de la thèse. Ils seront mobilisés et approfondis selon des approches différenciées dans les Chapitres 4, 5 et 6 du présent mémoire de thèse, consacrés respectivement à l'évaluation fonctionnelle des sols, à l'analyse de leurs dynamiques biologiques et à la validation des indicateurs sélectionnés. Afin d'éviter les redondances, ces éléments ne seront pas reproduits ultérieurement, mais leur compréhension est essentielle pour appréhender les résultats et les interprétations qui en découlent. Ce Chapitre vise ainsi à établir un cadre expérimental clair et cohérent, garantissant la solidité scientifique et la comparabilité des analyses menées dans la suite du mémoire.

2. Sites d'études et méthode d'échantillonnage du diagnostic fonctionnel de terrain

2.1. Sites d'études

Sur l'ensemble des sites du parc foncier d'EDF, deux ont été retenus à l'issue d'un travail de sélection en utilisant différents « filtres » cartographiques et photographiques pour mettre en œuvre la méthode de diagnostic fonctionnel. Ces sites sont d'anciennes centrales de production électrique à partir de la combustion de charbon fossile.

Afin de respecter les souhaits de notre partenaire et financeur de ce projet de thèse, les noms des sites d'études sont anonymisés et leurs localisations ne sont pas divulguées.

2.1.1. Historique des sites

Le site A a été exploité à partir de 1959 et a été arrêté en 1990. Son démantèlement s'est effectué deux ans après son exploitation, soit en 1992. En ce qui concerne le parc à cendres du site, celui-ci n'a plus été exploité depuis les années 80-90 d'après les gestionnaires du site A. Lors du démantèlement du site, les dalles de béton du bloc-usine et du parc à charbon ont été excavées, concassées et employées en tant que remblais sur le site même. Depuis lors, la gestion de l'emprise de l'ancienne centrale consiste principalement à maintenir la zone nord du parc à charbon à l'état de pelouse et des campagnes de chasses sont organisées pour réguler la population de sangliers bien installée sur le site. Mis à part cela, la végétation du site a été laissée majoritairement en évolution libre.

Quant au site B, il a été exploité à partir de 1961 et a été arrêté en 2005. Son démantèlement, plus tardif, a été effectué en 2014. Les dalles de béton du bloc-usine ont été employées en tant que remblais après leurs excavations et leurs broyages. Depuis le démantèlement, la végétation du site est laissée en libre évolution avec une gestion se concentrant sur du débroussaillement le long des clôtures et des grillages. Tout comme sur le site A, des campagnes de chasses sont organisées pour réguler la population de sangliers.

2.1.2. Description des sites

Le **site A** (Figure 9) occupe une superficie de 57 ha, en excluant la surface du parc à cendres qui est excentré par rapport au reste du site. Le site est divisé en plusieurs zones : le bloc-usine où se trouvait la centrale qui produisait de l'énergie ; le parc à charbon où était stocké le charbon ; le parc à cendres qui servait à entreposer les déchets légers de la combustion du charbon par la centrale ; une zone végétalisée (reboisée spontanément et n'ayant accueillie aucune activité à notre connaissance) qui fera office de zone témoin pour ce site dans le cadre de ce projet de thèse.

Le **site B** (Figure 11) occupe une superficie de 71 ha, en incluant la surface du parc à cendres. Le site B présente également un bloc-usine, un parc à charbon présentant encore sa dalle en béton d'origine et deux zones de parc à cendres. Ce site présente également un parc à mâchefers (déchets solides de fond de cuve de chauffe), un parc de cuves à fioul lourd et une zone boisée (à l'ouest du parc à charbon) qui a été plantée dès le début de l'exploitation du site. Cette zone boisée fera office de zone témoin pour ce site dans le cadre du projet de thèse.

2.2. Zonage des sites d'études et identification des placettes d'échantillonnage

Il a ensuite été réalisé un découpage de chacun des sites en zones supposées homogènes en termes de couverture pédologique actuelle et de type de végétation. Ce zonage des placettes d'études est la résultante de la superposition de plusieurs couches cartographiques pour chacun des sites A et B

(Figure 8). L'ensemble de ces couches est composé d'informations, issues de documents fournis par EDF pour les activités industrielles passées ou présentes et pour le type de végétation présente actuellement. La nature des matériaux parentaux a été obtenue à partir des cartes géologiques fourni par le BRGM[1]. La nature des sols sur les sites a été identifiée à l'aide de la carte des sols de Géoportail (carte réalisée par le Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols (GIS Sol) et le Réseau Mixte Technologique Sols et Territoires). Le regroupement et la synthèse des informations de ces couches ont été effectués sur le logiciel ©QGIS (version 3.28.1).

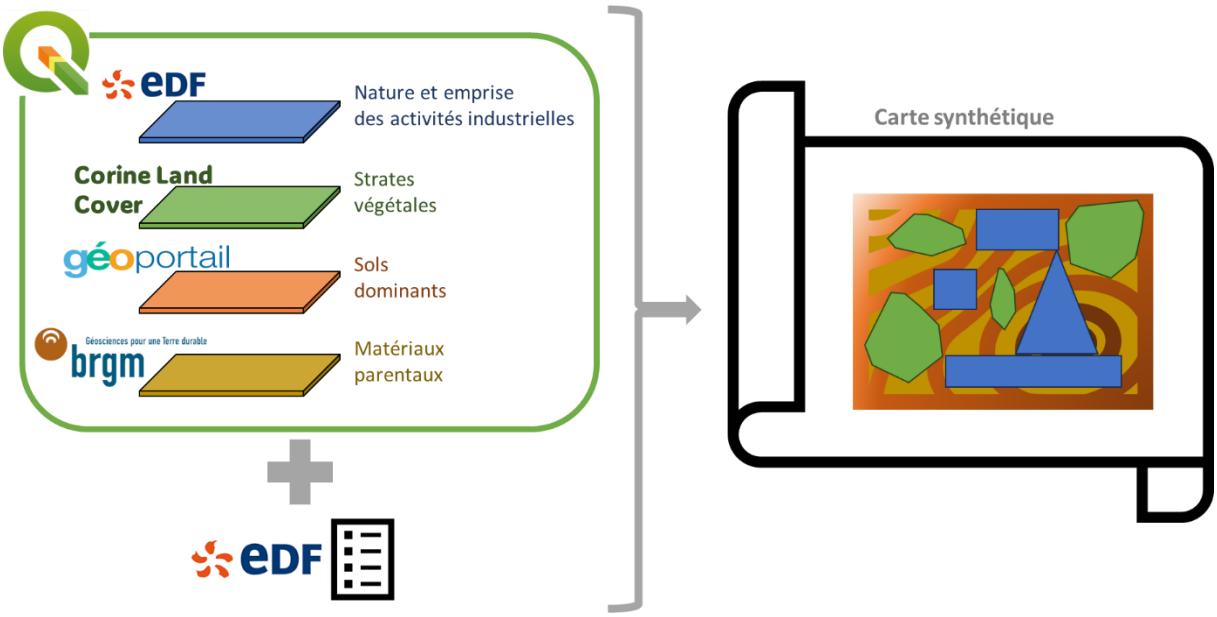


Figure 8. Schéma conceptuel illustrant la méthode de zonage des sites d'études sélectionnés.

A l'issue du zonage des sites d'études, 6 placettes de prélèvements ont été délimitées sur les sites A et B.

Pour le site A, le parc à charbon présentait une végétation hétérogène, et pour prendre en compte les effets potentiels des différentes strates présentes, une placette a été délimitée par type de végétation, soit 3 placettes au total (Figure 9, Figure 10). La végétation du parc à cendres étant plus homogène, une seule placette d'étude y a été localisée. Les 2 autres placettes restantes ont été positionnées sur la zone du bloc-usine et sur la zone témoin. Ces dernières présentent un couvert végétal homogène.

Pour le site B, 2 placettes d'études ont été situées sur la plus grande zone du parc à cendres du fait de la présence de deux formations végétales différentes. Une au nord composée d'espèces herbacées hautes, de jeunes bouleaux et de quelques individus de *Buddleja davidii*) et une au sud dans végétation forestière clairsemée (Figure 11 ; Figure 12). Sur les autres zones d'activité et la zone témoin, 1 placette

[1] https://infoterre.brgm.fr/page/telechargement-cartes-geologiques

a été localisée dans chacune de ces zones car elles présentaient une végétation homogène. Cela permet d'avoir un panel de milieux contrastés appartenant à un même site industriel (Tableau 4).

Tableau 4. Correspondance entre la nature des activités industrielles des sites A et B et leurs végétations, leurs nombres de placettes et leurs ID sol

Sites	Zone d'activité	Nb placettes/zones	ID sol	Type de végétation
A	Dépôt de cendres	1	AAD	Arborée
	Zone témoin	1	AC	Arbustive haute
	Dépôt de charbons	3	ACD1	Herbacée
			ACD2	Arbustive haute
			ACD3	Arborée
	Bloc usine	1	APF	Muscinale
B	Dépôt de cendres	2	BAD1	Herbacée
			BAD2	Arborée
	Dépôt de mâchefers	1	BBAD	Arbustive basse
	Zone témoin	1	BC	Arborée
	Parc à fuel	1	BOD	Arbustive basse
	Bloc usine	1	BPF	Sol nu

La campagne de terrain a été réalisé sur ces deux sites d'études après les phases de démantèlement et de dépollution de ces anciennes centrales.

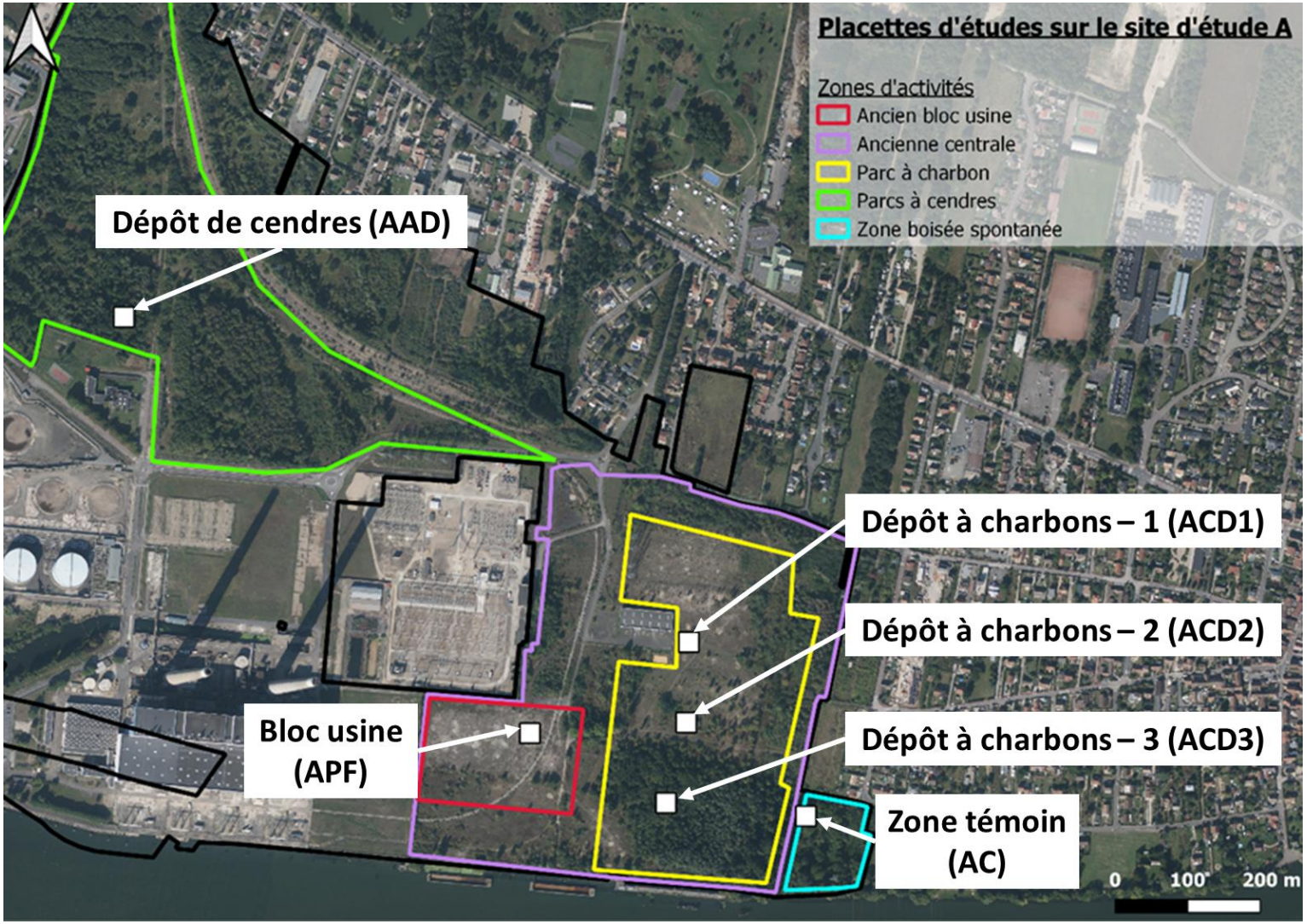


Figure 9. Placettes d'échantillonnages localisées en fonction des différentes zones d'activités et du type de végétation du site A (carte générée sur QGIS 3.28.1; Fond de carte : Service de visualisation WMTS Geoportail Publics)

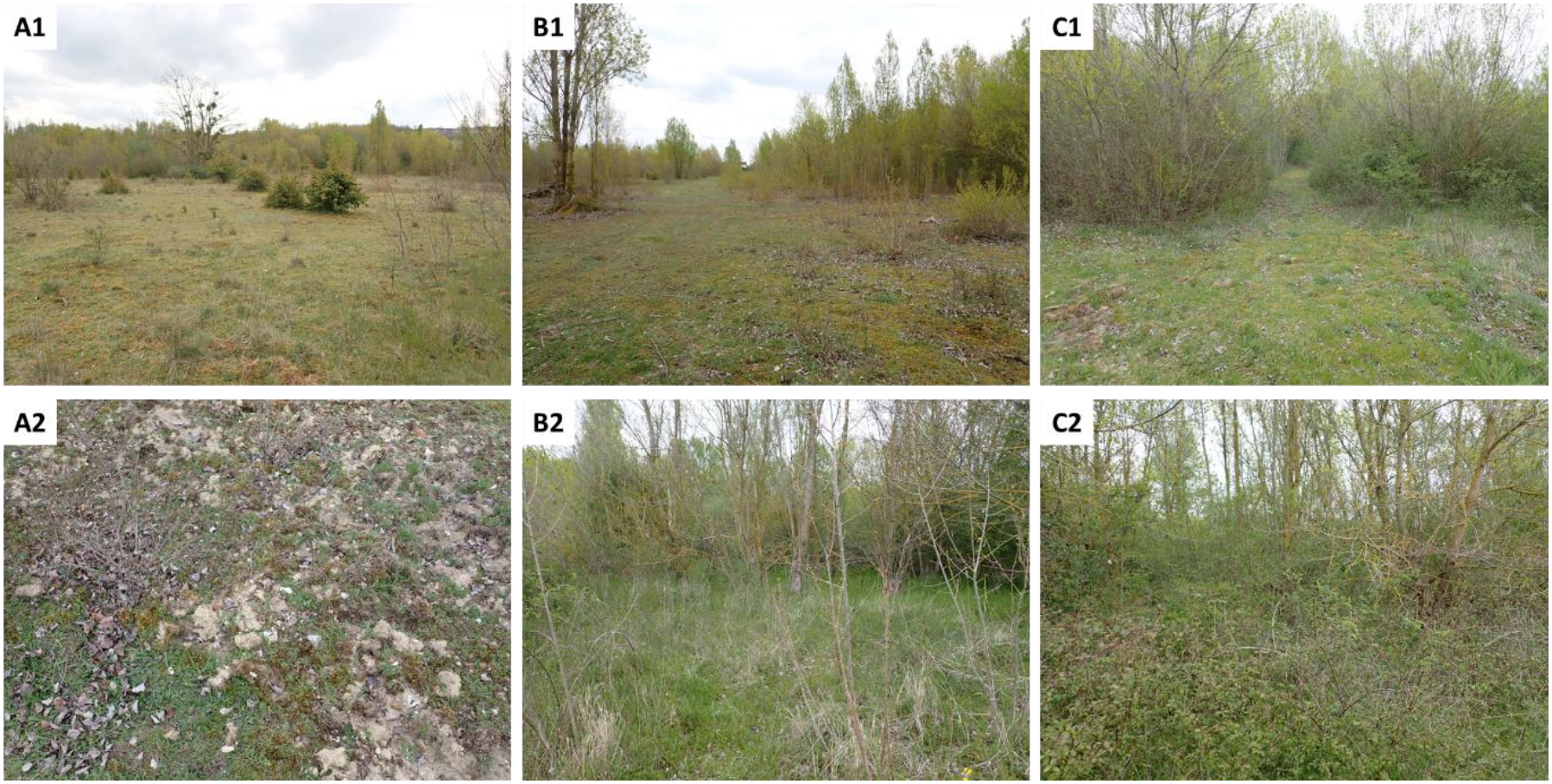


Figure 10. Photographies des différents types de végétation observés dans le dépôt de charbons du site A (zones où a été délimitée la première placette : A1 et A2 ; deuxième placette : B1 et B2 ; troisième placette : C1 et C2).

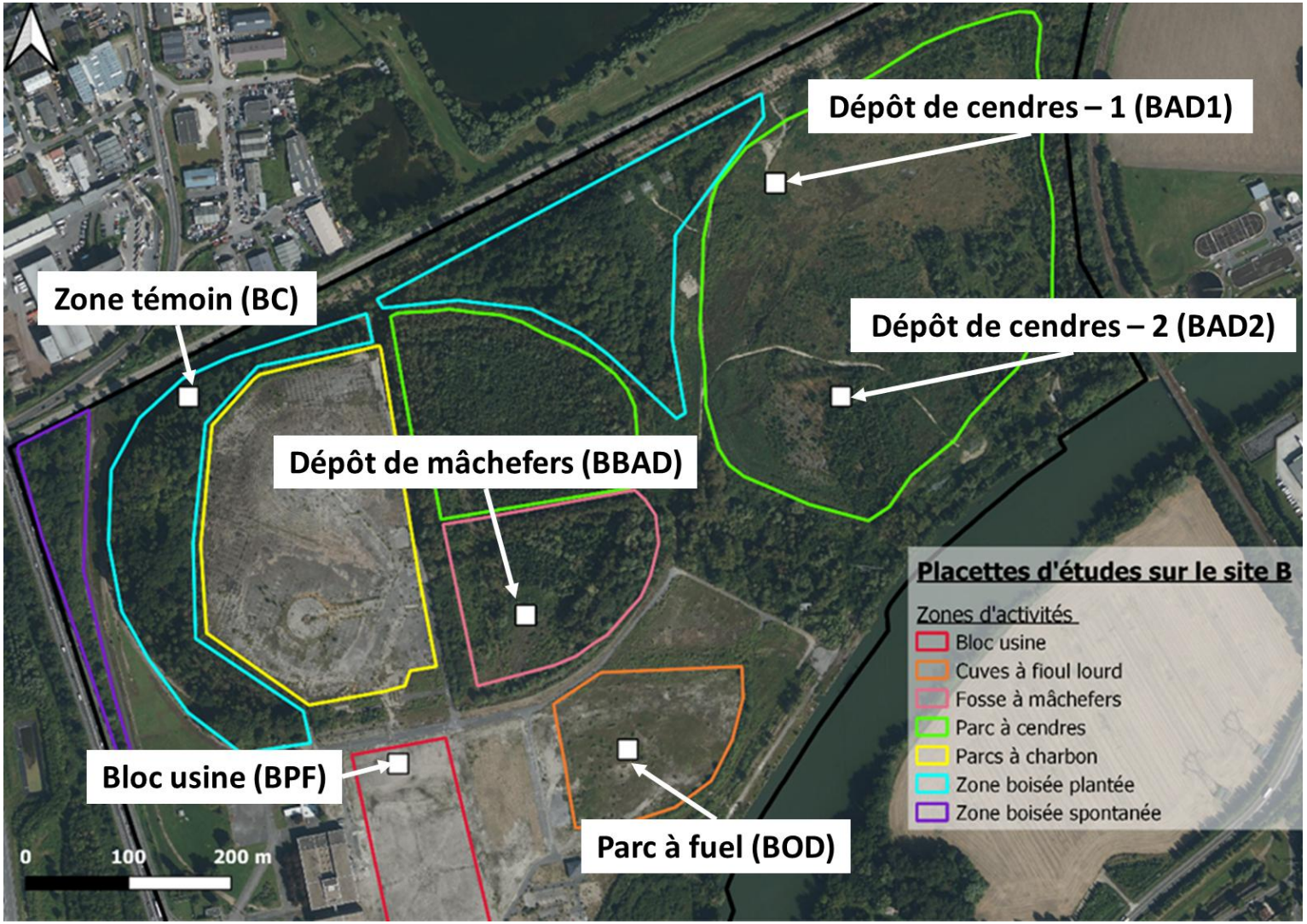


Figure 11. Placettes d'échantillonnages localisées en fonction des différentes zones d'activités et du type de végétation du site B (carte générée sur QGIS 3.28.1; Fond de carte : Service de visualisation WMTS Geoportail Publics)

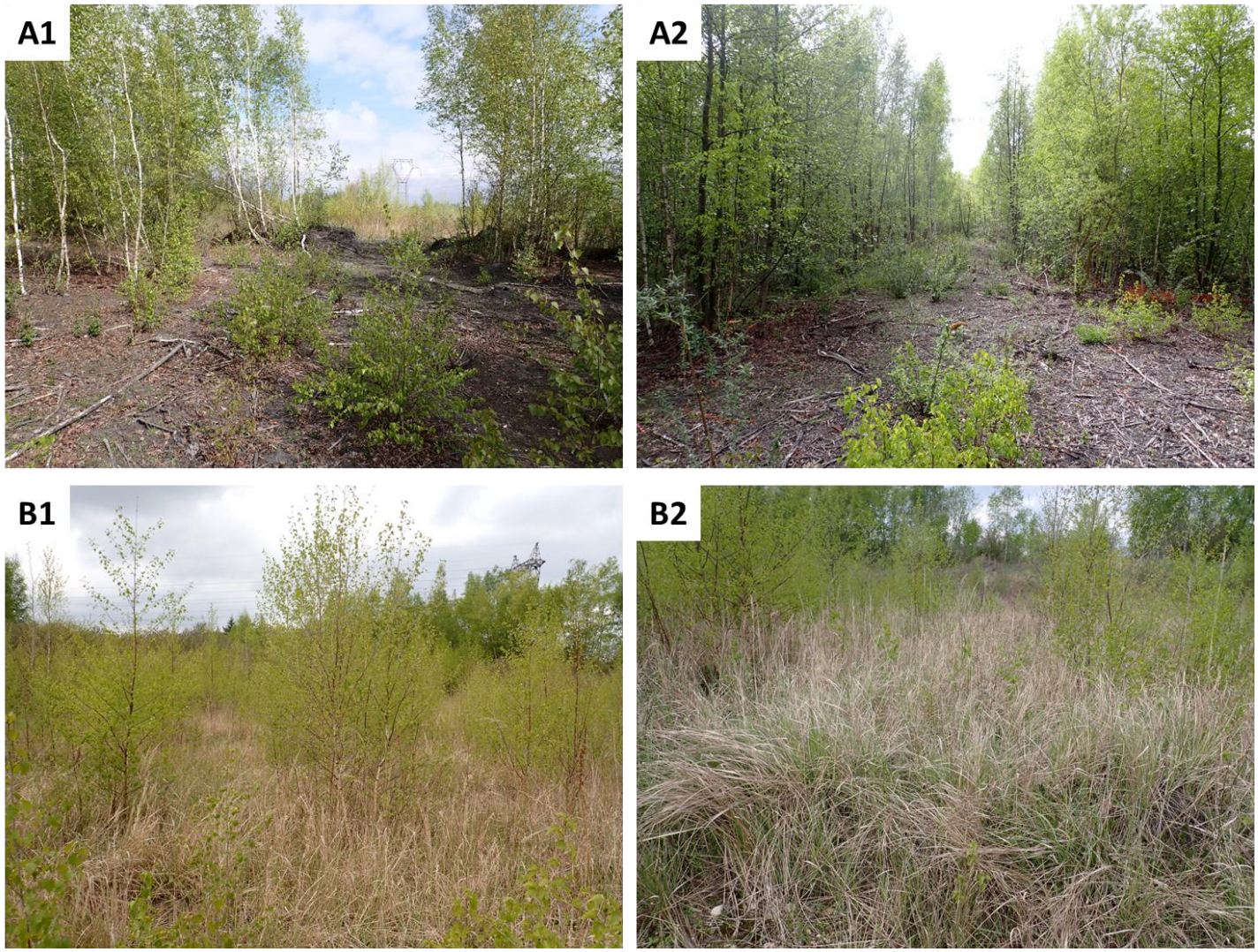


Figure 12. Photographies de la végétation dans la partie sud (A1, A2) et dans la partie nord (B1, B2) de la grande zone du dépôts de cendres du site B.

3. Echantillonnage, description de terrain et analyses en laboratoire

3.1. Placettes d'échantillonnage

Pour chaque placette d'échantillonnage de 100 m², plusieurs types de prélèvements et de description ont été réalisés (Figure 13).

Une fosse pédologique (2 × 2 × 1,4 m) a été creusée pour décrire le profil du sol. Des échantillons de sols ont été prélevés à l'aide d'une petite pelle, d'autres à l'aide de cylindres (5 cm Ø × 15 cm), dans chaque horizon de sols pour des analyses physico-chimiques et microbiologiques. La distribution des racines a été évaluée selon le protocole définit par d'autres auteurs (Tardieu et Manichon, 1986). Brièvement, nous avons appliqué une grille à mailles régulières (5 × 5 cm) sur le profil de sols et noté les occurrences de racines (présence / absence dans les mailles de la grille). Enfin, trois cylindres supplémentaires de sols (5 cm Ø × 15 cm) ont été prélevés dans l'horizon de surface pour déterminer la densité du sol et un quatrième a été prélevé pour analyser les racines des plantes.

Des sols de surface (0-20 cm de profondeur) ont également été prélevés. Trois bandes (3 × 9 m) ont été matérialisées pour collecter des échantillons composites à l'aide d'une tarière manuelle. Pour chaque bande, un échantillon composite est composé de 9 échantillons de sols. Les échantillons ont ensuite été homogénéisés et divisés en trois parties : une pour les analyses physiques et chimiques, une pour les analyses microbiologiques et une pour l'analyse de la nématofaune. Pour la nématofaune, les 3 échantillons composites (un par bande) ont été regroupés, conservés au frais à 4°C et envoyés à Elisol Environnement (France) pour analyse. Les trois échantillons composites pour l'analyse microbiologique ont été conservés à 4°C dans une glacière jusqu'au prétraitement.

Des relevés botaniques ont été réalisés sur 3 quadrats (50 × 50 cm) placés au hasard dans la zone d'échantillonnage. Pour chaque quadrat, la couverture végétale, la composition et l'abondance de chaque espèce ont été déterminées. Au centre du quadrat, une carotte de sols (5 cm Ø × 15 cm) a été prélevée pour déterminer la biomasse racinaire et mesurer les caractéristiques des racines.

Enfin, un inventaire et un échantillonnage de la macrofaune visible du sol ont été réalisés par extraction d'un bloc de sols (25 × 25 × 25 cm) selon la norme ISO 23611-1:2018 (vers de terre) et la méthode TSBF (macrofaune visible) adaptée aux milieux tempérés telle que réalisée par (Cluzeau *et al.*, 2009).

Au total, 204 échantillons ont été prélevés, et divisés en sous-échantillons selon l'analyse, sur les sites A et B et ont été répartis entre les laboratoires partenaires du projet de thèse et des laboratoires sous-traitants (Tableau 5).

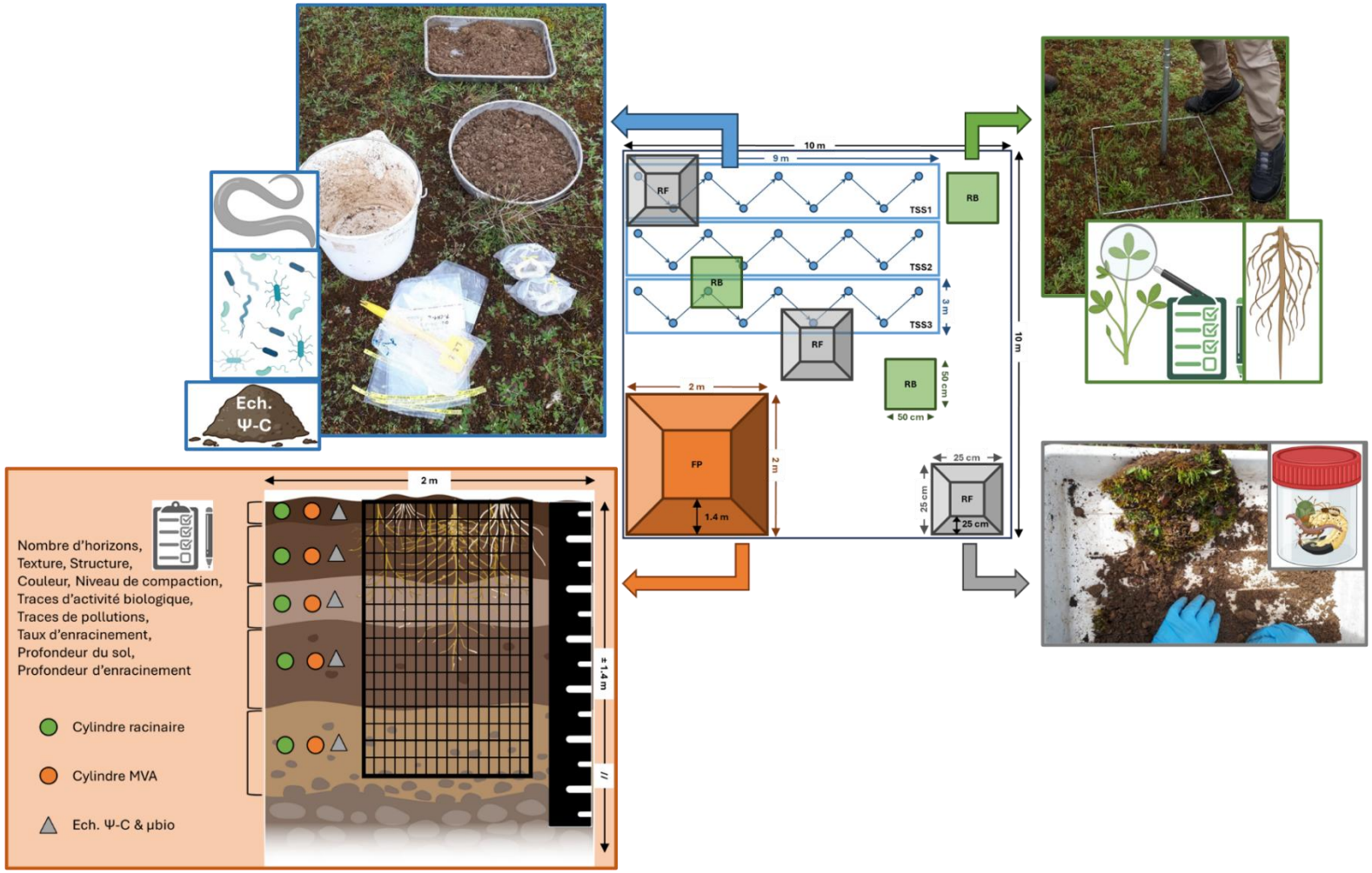


Figure 13. Schéma d'une placette de prélèvement avec les différents types de prélèvements et relevés effectués (FP : fosse pédologique ; RB : relevé botanique ; RF : relevé de la macrofaune du sol ; TSS : prélèvements à la tarière manuelle des sols de surface ; MVA : masse volumique apparente ; Ψ-C : physique – chimique ; µbio : microbiologique).

Tableau 5. Répartition des échantillons et des sous-échantillons prélevés lors de la campagne de terrain entre les différents laboratoires partenaires du projet de thèse et des laboratoires sous-traitants (cellules grises). MVA : mesure de la masse volumique apparente ; Ψ-C : mesures de paramètres physico-chimiques.

Prélèvements		**Analyses**	**Nombres**		**Laboratoires traitants**				
Echelle	*Type*		*Echantillons*	*Sous-échan.*	*LSE*	*BRGM*	*CITERES*	*AUREA*	*ELISOL*
Fosse	Cylindre	MVA	32	-	X				
		Racine	32	-			X		
	Truelle	Ψ-C	32	32				X	
		Microbiologique		32		X			
Surface	Bloc sol	Macrofaune	36	-	X				
	Tarière	Racine	36	-			X		
		Ψ-C	36	12				X	
		Microbiologique		36		X			
		Nématofaune		12					X

3.2. Analyses et traitements des échantillons

3.2.1. Pré-traitements et conditionnement des échantillons

Les échantillons pour la mesure de la masse volumique apparente (MVA) ont été stockés à 5°C. Pour la mesure de la densité réelle, des caractéristiques de rétention d'eau et des fractions grossières, les échantillons ont également été stockés à 5°C, puis tamisés à 2 mm, avant d'être séchés dans une étuve à 60°C pendant 72 heures. Les échantillons pour les mesures d'activités microbiennes ont également été tamisés à 2 mm, puis des sous-échantillons ont été conditionnés et stockés : ~1 g à -20°C (ADN microbien) ; ~4 g x 4 à -80°C (activités enzymatiques) et le restant de sols des échantillons à 5°C (respiration microbienne). Quant aux carottes et cylindres racinaires, ils ont été congelés en attendant que les masses et traits racinaires soient mesurés. Enfin, pour la macrofaune, les individus récoltés *in situ* dans les blocs de sols ont été conservés dans une solution d'éthanol 70% à 5°C.

3.2.2. Analyses physiques et chimiques

Les fractions grossières ont été tamisées pour obtenir des particules de 4 diamètres différents (16 mm, 8 mm, 5 mm et 2 mm). Ensuite, un tri visuel a été effectué pour les classer en 3 types d'éléments grossiers : artefacts grossiers (origine anthropique), minéraux grossiers (origine géologique) et éléments organiques grossiers (origine végétale et animale).

Après décarbonatation, l'analyse granulométrique de la fraction fine du sol de l'argile (< 2 µm), du limon fin (2 à 20 µm), du limon grossier (20 à 50 µm), du sable fin (50 à 200 µm) et du sable grossier (200 à 2000 µm) a suivi la norme X 31.107.

L'humidité résiduelle du sol a été réalisée en suivant la norme NF ISO 11465:1993. La densité solide a été mesurée à l'aide d'un pycnomètre à hélium selon la norme DIN 66137-2:2019-03 (©Quantachrome UPY-30), ainsi que la masse volumique apparente (NFX31.501, 1992).

Les caractéristiques de rétention d'eau du sol, c'est-à-dire la teneur en eau volumétrique à la capacité au champ (θFC) et le point de flétrissement permanent (θPWP), ont été mesurés sur un dispositif à plaque de pression de -10 kPa (-100 cm) et de -1500 kPa (-15000 cm), respectivement (Bruand *et al.*, 1996).

La capacité d'échange cationique (CEC) a été mesurée avec la méthode Metson selon les recommandations de la norme NF X 31.130. La matière organique totale (MO) a été obtenue par conversion de la concentration en carbone organique (x 1,72) selon la norme NF ISO 14235. L'azote total (N_{total}) a été déterminé par la méthode Dumas selon la norme NF ISO 13878. Le pH du sol (eau) a été mesuré selon la norme NF ISO 10390. Le $CaCO_3$ total a été mesuré selon la norme NF ISO 10693.

Le phosphore (P_{Olsen}) selon la méthode Olsen a été produit selon la norme NF ISO 11263. Le rapport C/N a été calculé à partir des concentrations de carbone organique et d'azote total.

Avant d'effectuer les mesures de respiration microbienne, il faut déterminer la capacité au champ (CC) ou Water Holding Capacity (WHC). L'humidité résiduelle a également été déterminée afin de recalculer l'activité enzymatique ou la quantité d'ADN par g de sols sec. La capacité au champ WHC a été déterminée en saturant en eau quelques grammes de sols placés dans un entonnoir avec un papier filtre (Whatmann® 1), de le laisser égoutter pendant 30 min et de peser le sol (sans le papier filtre) humide puis sec. Pour déterminer l'humidité résiduelle, chaque échantillon a été mis à sécher à l'étuve à 105°C pendant 24 heures puis pesé pour obtenir la masse de sols sec. La WHC et l'humidité résiduelle sont calculés avec les équations suivantes :

$$WHC = \frac{(masse\ sol_{saturé} - masse\ sol_{sec})}{masse\ sol_{sec}}$$

où WHC est exprimée en $g_{eau}.g_{sol\ sec}^{-1}$, masse $sol_{saturé}$ et masse sol_{sec} sont exprimés en g

$$Humidité\ résiduelle = \frac{(masse\ sol_{frais} - masse\ sol_{sec}) \times 100}{masse\ sol_{sec}}$$

où Humidité résiduelle est exprimée en %, masse sol_{frais} et masse sol_{sec} sont exprimés en g

3.2.3. Analyses microbiologiques

3.2.3.1. Respiration du sol

La respiration microbienne du sol a été mesurée à l'aide de la méthode colorimétrique MicroResp™ (Campbell *et al.*, 2003 ; Kaufmann *et al.*, 2006). Le principe de cette méthode consiste à superposer deux microplaques face à face (Figure 14). L'une contient environ 1 g de sols tamisé à 2 mm dans chaque puits et l'autre plaque contient un mélange de 150 µL d'agar (1%), de chlorure de potassium (150 mM), de bicarbonate de sodium (2,5 mM) et de rouge crésol (12,5 $\mu g.mL^{-1}$). En libérant du CO_2, ce mélange change de couleur et la quantité de CO_2 émise est mesurée indirectement en lisant la densité optique de cette seconde plaque. Pour la mesure de la respiration basale du sol, le sol est réglé à 60% de sa WHC avec de l'eau déminéralisée et pour la mesure de la respiration induite du sol, le sol est réglé à 60% de sa capacité de rétention d'eau avec l'ajout d'une solution de carbone (glucose) et d'eau déminéralisée.

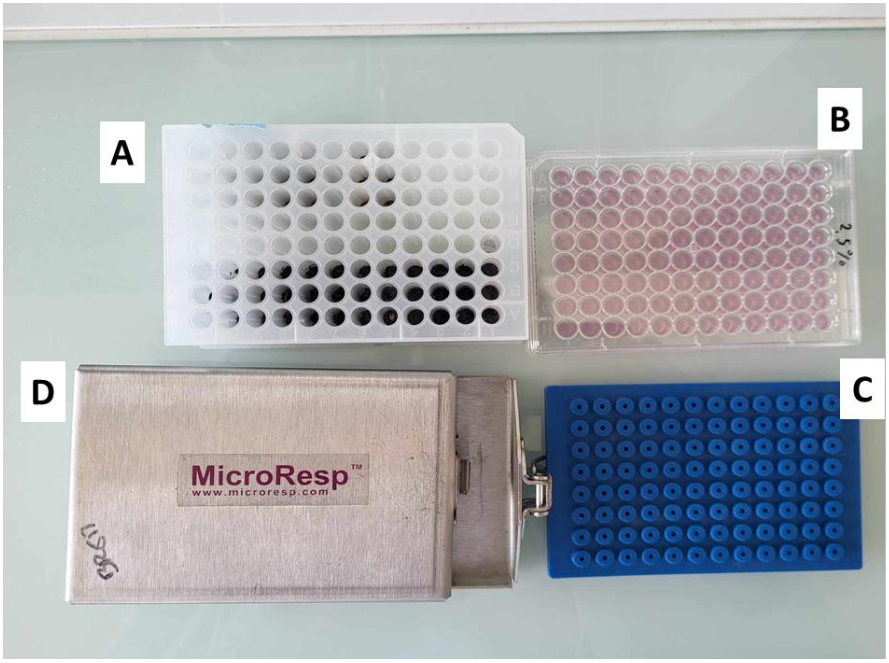


Figure 14. Dispositif MicroResp™ avec la plaque Deepwell contenant les échantillons de sols (A), la microplaque contenant un réactif coloré (B), la membrane en silicone trouée favorisant les échanges gazeux entre les plaques Deepwell et la microplaque (C) et couvercle et socle métallique de serrage de l'ensemble du dispositif (D). Crédit photo : Yani Amarouche.

Les respirations basale et induite, correspondant à la quantité de CO_2 produite, sont calculées selon l'équation suivante :

$$CO_2\ produit = \frac{\%CO_2}{100} \times V_{air} \times \left(\frac{PM\ CO_2}{Vm_{CO_2}}\right) \times \left(\frac{PM\ C}{Vm_{CO_2}}\right) \div \frac{(DWT + TH)}{t}$$

Avec V_{air} le volume d'air renfermant le CO_2 dans le système MicroResp™ (945 µL) ; PM CO_2 la masse molaire du CO_2 de 44,01 g.mol^{-1} ; Vm CO_2 le volume molaire du CO_2 de 22,4 L.mol^{-1} (pour une mole de gaz parfait en conditions normales de température et de pression ; PM C la masse molaire du C de 12 g.mol^{-1} ; DWT le poids de sols sec (g) ; TH le taux d'humidité ; t le temps d'incubation (en heure) ;

Où $\%CO_2$ obtenu par le calcul suivant :

$$\%CO_2 = \frac{A + B}{(1 + D \times A_i)}$$

Avec A, B et D des constantes de la courbe d'étalonnage où A = -0,2265, B = - 1,606 et D = -6,771 ;

Où A_i l'absorbance normalisée est obtenue par le calcul suivant :

$$A_i = \frac{At_0}{At_6} \times At_{0_{moyenne}}$$

Avec At_0 l'absorbance du répliquat technique n à temps 0h ; At_6 l'absorbance du réplicat technique n à temps 6h ; $At_{0moyenne}$ la moyenne de l'absorbance de la microplaque à temps 0h.

3.2.3.2. Activités enzymatiques extracellulaires

Les micro-organismes du sol produisent des enzymes extracellulaires essentielles à la dégradation de la matière organique. Ces enzymes catalysent la transformation des macromolécules organiques en composés minéraux simples, assurant ainsi la minéralisation du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre. Par ces activités, elles régulent la disponibilité des nutriments pour les plantes et participent activement au maintien de la fertilité des sols. L'évaluation conjointe de différentes activités enzymatiques permet de détecter les perturbations causées par les polluants ou les pratiques humaines. Toutefois, les mesures expérimentales en laboratoire ne reflètent pas toujours les vitesses réelles des processus enzymatiques se produisant *in situ*. Les activités enzymatiques ont été mesurées par colorimétrie conformément à la norme ISO 20130:2018. Pour le cycle du phosphore, l'activité de la phosphatase neutre (PHOS) a été évaluée ; pour celui de l'azote, celle de la N-acétyl-glucosaminidase (NAG) ; pour le cycle du carbone, celle de la β-glucosidase (β-GLU) ; et enfin, pour le cycle du soufre, l'activité de l'arylsulfatase (ARS) a été analysée.

3.2.3.3. Biomasse moléculaire, biomasse bactérienne et quantification de gènes du cycle de l'azote

L'ADN du sol a été extrait à partir de 0,6 à 0,7 g de sols (poids sec), préalablement congelé à -20°C, à l'aide du kit FastDNA® SPIN pour le sol (MP Biomedicals, Illkirch, France) et de l'instrument classique de broyage d'échantillons FastPrep R-24 utilisé selon les instructions du fabricant. Les concentrations des extraits d'ADN du sol ont été mesurées avec le fluorimètre Quantus et le système QuantiFluor™ dsDNA, conformément aux instructions du fabricant (Promega, Madison, WI, USA). La réaction d'amplification en chaîne et en temps réel de fragments d'ADN de la polymérase (qPCR) a été réalisée pour évaluer l'abondance de gènes bactériens et fongiques (ARNr 16S, ARNr 18S) et de gènes liés au cycle de l'azote (*narG*, a*moA*, *nosZ*, *nirS*).

Les abondances relatives de gènes fonctionnels clés du cycle de l'azote, *narG* (nitrate réductase), *nirS* (nitrite réductase), *nosZ* (protoxyde d'azote réductase), et *amoA* (ammoniac monooxygénase), ont été quantifiées par qPCR à partir d'ADN du sol, afin d'évaluer les potentialités métaboliques des communautés microbiennes impliquées dans les processus de dénitrification, de nitrification et de réduction des oxydes d'azote. Ces gènes, ciblés via des amorces spécifiques, permettent d'appréhender la dynamique des transformations azotées, ce qui est essentiel pour comprendre la résilience fonctionnelle des sols, notamment dans des contextes perturbés comme les sites industriels.

L'ARNr 16S a été ciblé en utilisant les amorces 341F (5'-CCT ACG GGA GGC AGCAG-3') et 515R (5'-ATT ACC GCG GCT GGC A-3'), et l'ARNr 18S a été ciblé en utilisant les amorces FR1 (5'-

AICCATTCAATCGGTAIT-3') et FF390 (5'-CGATAACGAACGAGACCT-3'). Les amorces des autres gènes ainsi que les programmes PCR, exécutés dans un CFX Connect (Bio-Rad) (Tableau 6).

Les réactions de qPCR ont été réalisées pour chaque gène, en utilisant 2 ng d'ADN du sol, 10 µL de SsoAdvanced Universal SYBR Green Supermix (Bio-Rad), chaque amorce à 0,16 µL (0,4 µM pour le gène de l'ARNr 16S, 50 µM pour les gènes *narG*, *amoA*, *nosZ*), et 0,2 µL de T4 GP32 (500 $ng.\mu L^{-1}$ uniquement pour l'ARNr 16S et le *narG*) (Fikri *et al.*, 2021 ; Michel *et al.*, 2021). Celle du gène 18S a été réalisée en utilisant 2 µL d'ADN du sol (1 $ng.\mu L^{-1}$), 10 µL de SsoAdvanced Universal SYBR Green Supermix (Bio-Rad) également et 0,2 µL de chaque amorce (50 $\mu mol.\mu L^{-1}$).

Enfin, la réaction de qPCR pour le gène *nirS* a été réalisé en utilisant 5 µL d'ADN du sol (2,5 $ng.\mu L^{-1}$), 12,5 µL iTaq Universal SYBR Green Supermix (Bio-Rad), 25 µL d'eau ultrapure, 1,875 µL de chaque amorce (20 µM) et de 0,5 µL de BSA (10 $mg.mL^{-1}$)

Le programme de qPCR du gène de l'ARNr 16S a été exécuté en suivant les étapes suivantes : dénaturation initiale à 95 °C pendant 3 min avant 35 cycles de 95 °C pendant 30 s, 60 °C pendant 30 s, 72 °C pendant 30 s et enfin une étape d'acquisition de données à 80 °C pendant 30 s à chaque cycle. Quant à celui du gène de l'ARNr 18S, il a été exécuté en suivant les étapes suivantes : dénaturation initiale à 95 °C pendant 5 min avant 40 cycles à 95 °C de 15 s, 50 °C de 30 s et à 72°C de 30s, et enfin une étape d'acquisition de données à 80 °C pendant 5 s.

À la fin, une analyse de la courbe de fusion a été réalisée en mesurant les intensités des signaux du SYBR Green I pendant un incrément de température de 0,5 °C toutes les 10 s, de 65 à 95 °C. Une dilution décimale en série en six points d'un plasmide linéarisé portant le gène cible (ARNr 16S, ARNr 18S, *narG*, *nosZ*, *amoA, nirS*) a été utilisée pour générer une courbe d'étalonnage linéaire du cycle de seuil en fonction du nombre de copies du gène. Toutes les mesures ont été effectuées en double. Les données ont été analysées à l'aide du logiciel CFX Manager 3.1 (Bio-Rad) et exprimées en nombre de copies de gènes par gramme de sols sec.

Tableau 6. Gènes fonctionnels liés au cycle de l'azote du sol avec les amorces utilisées et les cibles, ainsi que leurs programmes qPCR associés (Fikri et al., 2021 ; Nitschke et al., 2025)

Gènes	Amorces	Séquences de base	Cibles	Programmes qPCR
narG	*narG*-F	5'-TCGCCSATYCCGGCSATGTC-3'	Nitrate réductase	Dénaturation : 3 min à 95◦C 6 cycles de 30 s à 95◦C et 30 s à 63◦C Point à -1◦C par cycle et 30 s à 72◦C 34 cycles consistant en 30 s à 95◦C, 30 s à 58◦C, 30 s à 72◦C, et 30 s à 80◦C Acquisition de données à 80 °C pendant 30 s à chaque cycle
	narG-R	5'-GAGTTGTACCAGTCRGCSGAYTCSG-3'		
nirS	*nirS*Cd3aF	5'-GT(C/G)AACGT(C/G)AAGGA(A/G)AC(C/G)GG-3'	Nitrite réductase	Dénaturation : 2 min à 95°C 40 cycles de 30 s à 95°C, 30 s à 62°C et 30 s à 72°C 5 min à 72°C Acquisition de données à 80 °C pendant 30 s à chaque cycle
	*nirS*R3Cd	5'-GA(C/G)TTCGG(A/G)TG(C/G)GTCTTGA-3'		
nosZ	*nosZ*-2F	5'-CGCRACGGCAASAAGGTSMSSGT-3'	Oxyde nitreux réductase	Dénaturation : 2 min à 95◦C 40 cycles de 15 s à 95◦C, 15 s à 62◦C, 30 s à 72◦C, et 30 s à 80◦C Acquisition de données à 80 °C pendant 30 s à chaque cycle
	nosZ-2R	5'-CAKRTGCAKSGCRTGGAGAA-3'		
amoA	*amoA*-1F	5'-GGGGTTTCTACTGGTGGT-3'	Ammoniac mono-oxygénase bactérienne	Dénaturation : 5 min à 95◦C 40 cycles de 15 s à 95◦C, 30 s à 55◦C, et 30 s à 72◦C, et 30 s à 80◦C Acquisition de données à 80 °C pendant 30 s à chaque cycle
	amoA-2R	5'-CCCCTCKGSAAAGCCTTCTTC-3'		

3.2.3.4. Métabarcoding 16S

Le nombre de *Amplicon Sequence Variant* (ASV) ainsi que les indices de diversité de Shannon et inverse de Simpson de la communauté bactérienne et archéenne ont été déterminés par *metabarcoding* du gène ARNr 16S via l'outil bioinformatique FROGS de la plateforme GenoToul Galaxy (Escudié *et al.*, 2018). Les séquences présentant des bases ambiguës ou ne correspondant pas à la taille d'amplicon attendus, ont été retirées des données. Puis, les séquences restantes ont été condensées en ASV à l'aide de l'algorithme itératif SWARM, et les chimères ainsi que les singletons (ASV composés d'une seule séquence) ont été retirés des données. Ensuite la double affiliation bactérienne a été effectuée via la comparaison des ASV de la base de données SILVA 138.1 (Quast *et al.*, 2013). Enfin, les ASV, dont l'affiliation était inférieure à 100% au niveau du phylum, ont été supprimés de l'ensemble des données.

3.2.1. Diversité végétale et mesures des traits racinaires

La diversité végétale a été mesurée à deux échelles différentes, ainsi que le relevé des espèces végétales en présence ont été identifiées via une clé de détermination. La richesse spécifique, le recouvrement et le calcul de l'indice de diversité de Simpson de la strate arborée ont été estimés à l'échelle de la placette d'échantillonnage (100 m²). Les mêmes relevés et calculs ont été effectués sur la strate herbacée mais à l'échelle des 3 quadrats de relevé botanique (0,75 m² au total).

En ce qui concerne les mesures racinaires, le taux d'enracinement (%) a été enregistré et calculé sur le profil de chaque fosse pédologique.

La séparation des racines des carottes de sols a été réalisée par flottation à l'aide de tamis de différentes tailles (5 mm, 2 mm et 0,2 mm) afin de limiter la perte de racines fines. Les racines ont été placées dans une solution alcoolique (éthanol 10%, acide acétique 5%, v/v) et stockées à 4 °C pour maintenir leur fraîcheur jusqu'aux mesures de la morphologie des racines à l'aide d'un scanner numérique. Avant l'analyse, les racines ont été mise en suspension dans 1 cm d'eau déminéralisée dans un plateau acrylique transparent de 29 × 42 cm et scannées à 600 d.p.i. avec un scanner à plat Epson LA2400. Le logiciel WinRhizo (Regent Instruments Inc., Sainte-Foy-Sillery-Cap-Rouge, Canada) a été utilisé pour obtenir la longueur, le diamètre moyen et le volume des échantillons de racines fraîches à partir de la numérisation des racines. Les racines fraîches ont ensuite été pesées, séchées à 105°C pendant 24 heures, puis pesées à nouveau. Ces données relatives à la masse et à la morphologie des racines ont été utilisées pour calculer différents traits racinaires tels que la masse en matière sèche des racines (*Root Dry Matter Content* – RDMC), la densité des tissus racinaires (*Root Tissue Density* – RTD), la densité de la masse racinaire (*Root Mass Density* – RMD), la densité de longueur racinaire (*Root Length Density* – RLD) et la longueur spécifique racinaire (*Specific Root Length* – SRL).

3.2.2. Nématofaune

Les mesures et indices de diversité de la nématofaune, tels que la richesse spécifique, la nature des groupes fonctionnels, leurs abondances et leurs indices de Shannon-Weaver ont été réalisés selon la norme ISO NF 23611-4 par le laboratoire Elisol Environnement (France). Également, d'autres indices de la nématofaune ont été déterminés : l'indice de structure est obtenu en fonction des abondances relatives des groupes fonctionnels de nématodes libres (Cousin *et al.*, 2025), et plus il est élevé, moins le milieu est perturbé. Il varie de 0 à 100. L'indice d'enrichissement est également obtenu en fonction des abondances relatives des groupes fonctionnels de nématodes libres, il indique le niveau de disponibilité des nutriments (en particulier celui de l'azote) dans le sol. Il varie également entre 0 et 100, mais présente un optimum autour de 50 (Cousin *et al.*, 2025). En ce qui concerne, l'indice de maturité, il correspond au niveau de perturbation et de contamination et il est obtenu par la moyenne pondérée des nématodes colonisateurs–persistants (valeur prédéterminée entre 1 et 5, selon la famille de nématode considérée) des taxons non phytophages de l'échantillon de sols. Il varie entre 1 et 5 : plus sa valeur est faible, plus le milieu est perturbé, et inversement plus sa valeur est élevée, plus le milieu est stable.

Enfin, l'indice de la voie de décomposition de la matière organique (*Nematode Channel Ratio – NCR*) de la communauté de nématode correspond, comme son nom l'indique, à la voie de décomposition de la matière organique majoritaire dans un sol. Il est obtenu grâce à l'abondance relative des nématodes bactérivores (B) et fongivores (F) et selon la formule suivante : NCR = B / (B+F). Cet indice varie entre 0 et 1 (ou entre 0 et 100%) où plus le NCR se rapproche de 1 (ou 100%), plus la décomposition de la matière organique est contrôlée par les nématodes bactérivores, et inversement, plus le NCR se rapproche de 0 (ou 0%), plus la décomposition de la matière organique est contrôlée par les nématodes fongivores.

3.2.3. Macrofaune du sol

Suite à l'inventaire et l'échantillonnage de la macrofaune visible sur le terrain, une détermination des espèces (lorsque cela était possible), genres ou familles des organismes prélevés a été effectuée à l'aide d'une loupe binoculaire et d'une clé de détermination : pour les vers de terre, il s'agissait de la clé de détermination des groupes fonctionnels EcoBioSoil de l'université de Rennes[2] ; pour les escargots, il s'agissait du mini-guide d'identification des escargots et des limaces du Muséum National d'Histoire Naturelle[3] ; pour les autres taxons, il s'agissait d'une clé de détermination axée sur les arthropodes terrestres). Enfin l'indice de diversité de Simpson et la richesse spécifique ont été calculés

[2] https://drive.google.com/file/d/1H0bk9fV_AMztenQ1ALwLmvxsyB-Jk2XR/view
[3] https://www.dsden94.ac-creteil.fr/IMG/pdf/escargots_le_guide.pdf

sur les groupes spécifiques et les groupes fonctionnels de la macrofaune identifiés à partir d'un volume de 0,047 m^3 de sols.

4. Traitement de données de terrain

Les indices de diversité des relevés botaniques et de la macrofaune ont été calculés à l'aide du logiciel R version 4.3.2 (2023-10-31) en utilisant le package « *vegan* » (Fisher *et al.*, 1943 ; Hurlbert, 1971 ; Jost, 2007). A l'aide du même logiciel, des Analyses en Composantes Principales ont été faite en utilisant les packages « *factoextra* » (Kassambara et Mundt, 2020) et « *FactoMineR* » (Lê *et al.*, 2008), afin de comparer le niveau de description des indicateurs des échantillons de sols de surface. Cette analyse permet d'évaluer la complémentarité des indicateurs biologiques et des indicateurs physico-chimiques.

Une comparaison de moyenne sur les données biologiques des sols de surface (nématofaune exclue) a été effectuée en utilisant, après vérification de la normalité des données (Royston, 1982a, 1982b, 1995) et de l'homoscédasticité des variances (Bartlett, 1937), les tests statistiques et post-hoc paramétriques de Welch (Welch, 1951) et de comparaison paramétrique par paire (test de Tuckey) via une régression linéaire multiple (package « *emmean* ») ; sinon les test statistiques et post-hoc non paramétriques de Kruskal-Wallis (Hollander et Wolfe, 1973) et de Student-Newman-Keuls (Hsu, 1996 ; Steel *et al.*, 1997), du package « *agricolae* », ont été appliqués. Pour les paramètres mesurés en simplicat, ils seront décrits par leur valeur minimale et maximale afin de préciser leur plage de données, ainsi que leur médiane et leur écart-interquartile (IQR) dans l'objectif d'illustrer la dispersion de ces données.

5. Principes méthodologiques des différents modèles d'évaluation fonctionnelle

Les travaux présentés dans cette thèse reposent sur la construction et la comparaison de trois modèles d'évaluation du fonctionnement des sols industriels. Ces modèles constituent l'ossature méthodologique permettant de transformer les données issues de la campagne de terrain en informations synthétiques relatives aux fonctions des sols. Ainsi, l'ensemble des indicateurs mesurés ou renseignés au cours des différentes phases d'acquisition (analyses physico-chimiques, biologiques et observations de terrain) est systématiquement traité au sein de ces modèles avant toute interprétation fonctionnelle. Chaque modèle a été développé selon une logique spécifique, en fonction de l'échelle d'étude considérée, de la nature des indicateurs mobilisés et de la méthode d'agrégation retenue. Les principes généraux de ces trois approches sont présentés ci-après.

5.1. Modèle 1 : Évaluation à l'échelle des profils de sols

Le premier modèle a été conçu pour évaluer le fonctionnement des sols à l'échelle des profils de sols. Il repose sur un jeu de 20 indicateurs, comprenant 18 indicateurs quantitatifs et 2 indicateurs qualitatifs. L'agrégation des informations est réalisée selon une approche de type *scoring*, consistant à attribuer des notes normalisées aux indicateurs avant leur combinaison au sein des fonctions. Ce modèle évalue quatre fonctions principales du sol et adopte une architecture simple de type « Indicateurs → Fonctions ».

5.2. Modèle 2 : Évaluation à l'échelle des sols de surface

Le deuxième modèle a été développé spécifiquement pour l'analyse des sols de surface. Il mobilise un ensemble plus large d'indicateurs exclusivement quantitatifs (30 indicateurs) et repose sur une méthode d'agrégation statistique. Tout comme le modèle 1, il évalue quatre fonctions des sols et suit également une architecture « Indicateurs → Fonctions ». Ce modèle vise à exploiter la richesse des données acquises sur les sols de surface afin de proposer une évaluation plus fine du fonctionnement des sols en incluant davantage la dynamique biologique.

5.3. Modèle 3 : Approche intégrée multi-échelles

Le troisième modèle constitue une approche intégrée combinant les deux échelles d'étude précédentes, à savoir les profils de sols et les sols de surface. Il s'appuie sur un ensemble élargi de 52 indicateurs (47 indicateurs quantitatifs et 5 indicateurs qualitatifs) et utilise une méthode d'agrégation de type *scoring*. Contrairement aux deux premiers modèles, il introduit un niveau hiérarchique intermédiaire en structurant l'évaluation autour de 15 sous-fonctions regroupées au sein de 6 fonctions principales. Son architecture suit ainsi une logique plus détaillée de type « Indicateurs → Sous-fonctions → Fonctions », permettant une analyse plus nuancée des mécanismes fonctionnels à l'œuvre.

5.4. Positionnement des modèles dans la démarche méthodologique

Dans la suite du manuscrit, les données acquises seront systématiquement intégrées et traitées au travers de ces cadres de modélisation. Les principes méthodologiques détaillés d'agrégation, de normalisation et d'interprétation propres à chaque modèle, ainsi que les résultats obtenus seront présentés de manière approfondie dans les Chapitres 4 (Modèle 1), 5 (Modèle 2) et 6 (Modèle 3).

Chapitre 4 – Modèle 1 : Diagnostic fonctionnel de terrain – Profils de sols

Les éléments présentés dans ce Chapitre font l'objet d'un article scientifique soumis le 26 août 2025 au Journal of Soils and Sediments, et accepté pour publication le 07/01/2026.

1. Introduction

Les sols hérités d'activités industrielles lourdes constituent des milieux profondément transformés par l'action humaine. Dans le cas des centrales thermiques, les processus d'anthropisation ont conduit à la formation de sols hétérogènes où les matériaux technogéniques (cendres, mâchefers, remblais ou sédiments reconstitués) se mêlent à des horizons naturels résiduels (Béchet *et al.*, 2019, 2017 ; Huot *et al.*, 2015). Ces sols se distinguent par une forte variabilité spatiale et verticale de leurs propriétés physico-chimiques et biologiques, directement liée à la diversité des activités industrielles, des dépôts de matériaux et des degrés de perturbation. De nombreux constituants de ces sols, qualifiés d'artefacts, influencent la structure et le fonctionnement des Technosols (Allory *et al.*, 2022 ; IUSS Working Group WRB, 2022). Ainsi, les anciens sites de centrales thermiques représentent un cadre d'étude privilégié pour explorer les liens entre altération anthropique et fonctionnement écologique des sols.

Le présent Chapitre vise à évaluer la santé des sols de deux anciennes centrales thermiques en France. L'approche adoptée s'appuie sur une modélisation fonctionnelle de la santé des sols, fondée sur une méthode semi-quantitative simplifiée appliquée à l'échelle du profil de sols. Cette approche repose sur la combinaison d'indicateurs physiques, chimiques et biologiques permettant de caractériser le fonctionnement global du sol à partir de l'évaluation de quatre fonctions de la santé des sols : (i) le stockage du carbone, (ii) le rôle de réservoir pour la biodiversité, (iii) la rétention et l'infiltration de l'eau, et (iv) le support à la production végétale. Ces fonctions traduisent les dimensions fondamentales de la santé des sols, considérée comme leur capacité à assurer durablement des processus vitaux au sein des écosystèmes (European Commission, 2023 ; Van den Elsen *et al.*, 2024).

Dans ce contexte, le présent Chapitre constitue une première étape méthodologique visant à tester la faisabilité d'une évaluation fonctionnelle des sols industriels à l'échelle du profil. Le premier modèle consiste en l'application d'une approche simplifiée semi-quantitative reposant sur un jeu restreint d'indicateurs bio-physico-chimiques, sélectionnés pour leur pertinence vis-à-vis des fonctions clés du sol. Cette approche permet d'explorer, de manière intégrée, le lien entre la composition des Technosols (majoritairement d'origine anthropique) et leur potentiel de fonctionnement écologique,

tout en identifiant les limites d'une telle approche pour des milieux hétérogènes. Ces résultats constitueront une base de travail essentielle pour les approfondissements méthodologiques présentés au Chapitre suivant.

L'évaluation proposée vise à tester l'hypothèse selon laquelle un degré élevé d'anthropisation n'implique pas nécessairement une mauvaise santé du sol. Nous posons également l'hypothèse que l'expression des processus biologiques diminue avec la profondeur, en raison de conditions physico-chimiques plus contraignantes, d'une moindre disponibilité en substrats organiques et d'une hétérogénéité structurelle accrue. L'utilisation d'un score biologique moyen vise ainsi à caractériser la capacité globale du profil à soutenir une activité biologique, en intégrant l'ensemble des horizons.

En effet, certains Technosols, bien que fortement artificialisés, peuvent assurer un niveau de fonctionnement écologique comparable à celui de sols naturels ou faiblement perturbés (Séré *et al.*, 2008). Les sites étudiés se caractérisent par une grande diversité de matériaux d'origine ou issus des activités industrielles, tels que les blocs usine, les dépôts de cendres ou de mâchefers, les parcs à fuel ou les remblais hétérogènes (Connaissance des énergies, 2024 ; Haynes, 2009 ; Kostić *et al.*, 2018 ; Uzarowicz *et al.*, 2018b ; Weber *et al.*, 2015 ; Yadav *et al.*, 2022). Ces conditions influencent directement les propriétés physico-chimiques (pH, teneurs en matière organique, éléments traces métalliques et métalloïdes) et la recolonisation biologique des sols (Konstantinov *et al.*, 2020 ; Nekrasova *et al.*, 2020). Malgré ces contraintes, la présence de communautés végétales et microbiennes témoigne d'une possible refonctionnalisation progressive, suggérant qu'un haut degré d'anthropisation ne constitue pas, à lui seul, un indicateur fiable de l'état fonctionnel d'un sol.

2. Matériels et méthodes

2.1. Echantillonnage des sols et mesures des paramètres

Dans le présent Chapitre, ce sont les mesures effectuées sur les échantillons des profils de sols (tous les horizons) lors de la campagne de terrain du diagnostic fonctionnel qui sont traitées. Le détail de l'échantillonnage et des analyses de ces échantillons de sols est décrit dans le Chapitre 3 de ce mémoire de thèse.

2.2. Approche de modélisation des fonctions du sol et de sa santé : méthode semi-quantitative simplifiée à l'échelle des profils de sols

Les modalités de prélèvements et d'acquisition des données issues de la campagne de terrain sont détaillées dans le Chapitre 3. La présente section de ce Chapitre se concentre donc exclusivement sur la modélisation des fonctions du sol et de sa santé via une méthode semi-quantitative simplifiée appliquée à l'échelle des profils de sols.

Pour évaluer la santé des sols, nous avons développé une première méthode de notation fonctionnelle multiparamétrique basée sur des référentiels dédiés pour chaque paramètre, inspirée de travaux existants qui ont évalué la santé des sols par le biais de fonctions des sols (Cherel *et al.*, 2016 ; Drenning *et al.*, 2024 ; Rabot *et al.*, 2017 ; Schwartz *et al.*, 2022 ; Séré *et al.*, 2024).

Pour chaque paramètre étudié, des plages de valeurs quantitatives ou qualitatives ont été associées à des scores allant de 0 à 5 (0 = nul ; 1 = niveau très bas ; 2 = niveau bas ; 3 = niveau moyen ; 4 = bon niveau ; 5 = très bon niveau) et liées à quatre fonctions de la santé des sols, à savoir la fonction « Stockage du carbone », la fonction « Réservoir pour la biodiversité », la fonction « Rétention et infiltration de l'eau » et la fonction « Support de la production végétale ». Les référentiels associés aux paramètres ont été issus soit de travaux et d'études existants, soit établis à dire d'experts lorsque la littérature ne fournissait pas de seuils interprétatifs adaptés. Ces référentiels experts ont été construits en concertation avec un panel de spécialistes issus des domaines de la pédologie des Technosols, de la microbiologie environnementale et de l'écologie des interactions sol–plante–microorganismes, familiers du fonctionnement des Technosols et des particularités des sites étudiés (Tableau 7).

La plupart des scores ont été déterminés à l'échelle de l'horizon, à l'exception des scores de cinq paramètres (stock de carbone organique du sol, profondeur d'enracinement, taux d'enracinement, profondeur du sol, réserve utile) qui ont été déterminés à l'échelle du profil. Les scores déterminés à l'échelle de l'horizon ont ensuite été pondérés par l'épaisseur des horizons pour obtenir un score d'interprétation du paramètre à l'échelle du profil suivant l'équation suivante :

$$N_i = \frac{\sum_j s\left(x_{j,p}\right)_i \cdot w_{i,j}}{\sum_j w_{i,j}}$$

avec N : score moyen pondéré pour le sol i ; x : le score du paramètre p de l'horizon j du sol i ; w : l'épaisseur de l'horizon j du sol i.

Pour chaque fonction et chaque sol, un score physico-chimique moyen a été obtenue en faisant la moyenne des scores obtenus pour chaque paramètre physico-chimique. Un score biologique moyen a été obtenu de la même manière. Le score total a été obtenu en faisant la moyenne de tous les scores de tous les paramètres.

Tableau 7. Référentiel reliant les scores et la gamme de valeurs des paramètres biologiques, physiques et chimiques en fonction de 4 fonctions du sol. Les paramètres dans les cellules grises ont été mesurés à l'échelle de l'ensemble du profil du sol. Lettres des références allant de a à q suivent l'ordre suivant (Birouste et al., 2014 ; Birt et Bonnett, 2018 ; Brunner et al., 2009 ; Burke et al., 2011 ; Cébron et al., 2011 ; Cherel et al., 2016 ; Cousin et al., 2025 ; Craine et al., 2003 ; Fikri et al., 2021 ; Freschet et al., 2021b ; Freschet et Roumet, 2017 ; « Gis Sol » La carte nationale des stocks de carbone des sols intégrée dans la carte mondiale de la FAO », s. d. ; Riah-Anglet et al., 2018 ; Samarajeewa et al., 2017 ; Schwartz et al., 2022 ; Sushko et al., 2019 ; Vincent et al., 2018a). Expert : à dire d'expert.

Fonctions	Paramètres	Références et expertises	Notes associées aux valeurs de références					
			0	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*
« Stockage de carbone »	Stock de carbone organique du sol ($t.ha^{-1}$)	l	< 12,5	[12,5; 40]	[40; 65,8]	[65,8; 110]	[110; 200]	> 200
	Profondeur d'enracinement (cm)	expert, f, o	< 20	[20; 30]	[30; 50]	[50; 70]	[70; 100]	> 100
	Taux d'enracinement (%)	expert, f, o	< 5	[5; 10]	[10; 20]	[20; 30]	[30; 50]	> 50
	Densité de tissu racinaire ($g.cm^{-3}$)	a, c, h, j, k	< 0,15	[0,15; 0,25]	[0,25; 0,35]	[0,35; 0,45]	[0,45; 0,55]	> 0,55
	Respiration microbienne basale ($\mu g\ CO_2\text{-}C.kg^{-1}.h^{-1}$)	b, e, g, i, n, p, q	> 0,01	[0,007; 0,01]	[0,005; 0,007]	[0,002; 0,005]	[0,001; 0,002]	< 0,001
	Activité enzymatique de la β-GLU ($nmol.min^{-1}.g^{-1}$)	d, g, i, m, n	> 10	[8; 10]	[6; 8]	[4;6]	[2; 4]	< 2
« Réservoir pour la biodiversité »	pH	o	< 5,5 ou > 8,5	[5,5; 6]	[6; 6,5]	[7; 8]	[7,5; 8,5]	[6,5; 7,5]
	C/N	f	> 20	< 8	[12; 20]	[12;16]	[8; 12]	[9; 11]
	Fraction grossière totale (%)	expert, f, o	> 50	[40; 50]	[30; 40]	[15; 30]	[10; 15]	< 10
	Activité biologique visible à l'œil nu	expert, f, o	Absence	Très faible	Faible	Moyenne	Elevée	Très élevée
« Rétention et infiltration de l' eau »	Réserve utile (mm)	l	< 50	[50; 100]	[100; 150]	[150; 200]	[200; 250]	> 250
	Profondeur du sol (cm)	expert, f, o	< 25	[25; 40]	[40; 60]	[60; 80]	[80; 100]	> 100
	Fraction grossière totale (%)	expert, f, o	< 10	[10; 15]	[15; 30]	[30; 40]	[40; 50]	> 50
	Masse volumique apparente ($g.cm^{-3}$)	o	< 0.8 or > 1.7	[1.5; 1.7]	[1.2; 1.5]	[0.8; 1.2]	[0.8; 1.0]	[0.85; 0.95]

Fonctions	Paramètres	Références et expertises	Notes associées aux valeurs de références					
			0	*1*	*2*	*3*	*4*	*5*
	Classe texturale	expert, f, o	Argileuse	Limono-argileuse	Limoneuse	Equilibrée	Sablo-équilibrée	Sableuse
	Profondeur d'enracinement (cm)	expert, f, o	< 20	[20; 30]	[30; 50]	[50; 70]	[70; 100]	> 100
	Taux d'enracinement (%)	expert, f, o	< 5	[5; 10]	[10; 20]	[20; 30]	[30; 50]	> 50
	Diamètre moyen racinaire (mm)	h, j, k	< 0.2	[0.2; 0.4]	[0.4; 0.6]	[0.6; 0.8]	[0.8; 1]	> 1
	Longueur racinaire spécifique ($m.g^{-1}$)	c, h, k	< 5	[5; 10]	[10; 15]	[15; 20]	[20; 25]	> 25
« Support de la production végétale »	Profondeur du sol (cm)	expert, f, o	< 25	[25; 40]	[40; 60]	[60; 80]	[80; 100]	> 100
	N_{tot} ($g.kg^{-1}$)	o	< 2	[2; 5]	[5; 10]	> 20	[10; 20]	[12; 18]
	P_{Olsen} ($g.kg^{-1}$)	o	< 0.04	[0.04; 0.06	[0.06; 0.08]	> 0.1	[0.08; 0.1]	[0.09; 0.1]
	CEC ($méq.100g^{-1}$)	o	< 8	[8; 10]	[10;15]	[15;20]	[20; 25]	> 25
	Fraction grossière totale (%)	expert, f, o	> 50	[40; 50]	[30; 40]	[15; 30]	[10; 15]	< 10
	Réserve utile (mm)	L	< 50	[50; 100]	[100; 150]	[150; 200]	[200; 250]	> 250
	Longueur spécifique racinaire ($m.g^{-1}$)	c, h, k	< 5	[5; 10]	[10; 15]	[15; 20]	[20; 25]	> 25
	Activité enzymatique de la PHOS ($nmol.min^{-1}.g^{-1}$)	i	< 2	[2; 5]	[5; 10]	[10; 15]	[15; 20]	> 20

Enfin, le score final de la santé du sol a été obtenu en additionnant les scores attribués à chaque fonction pour chaque sol. Ces scores finaux ont été associés à des classes d'interprétation de la santé du sol.

Tableau 8. Correspondance entre les scores finaux et les classes de la santé des sols

Scores finaux	Classe de la santé des sols
Score < 6	Fortement dégradée
Score entre [6; 8]	Très pauvre
Score entre]8; 10]	Pauvre
Score entre]10; 12]	Moyenne
Score entre]12; 14]	Bonne
Score > 14	Très bonne

3. Caractéristiques des profils de sols

3.1. Description morphologique des profils de sols

Dans les 12 zones étudiées, chaque profil de sols a eu une histoire, une profondeur de sols et une profondeur d'enracinement différentes (Tableau 9). Il a convenu de noter que la profondeur du sol a été définie comme l'épaisseur du matériau meuble au-dessus de la couche de matériau parental (Figure 15). La profondeur du sol a varié de 6 à 130 cm, avec une médiane de 97,5 cm (IQR : 43,3 – 110) ; la profondeur des racines a varié de 0 à 100 cm, avec une médiane de 45 cm (IQR : 17,8 – 78,5).

Tableau 9. Ancienne zone d'activité, type de sols, profondeurs du sol et d'enracinement des profils de sols observés

Sols	Anciennes zones d'activité	Type de sols	Profondeur du sol (cm)	Profondeur d'enracinement (cm)
AAD	Dépôt de cendre	Transportic Coarsic Technosol Calcaric	17	17
AC	Zone témoin	Calcisol	130	100
ACD1	Dépôts de charbon	Escalic Leptosol	90	50
ACD2			110	62
ACD3			110	86
APF	Bloc usine	Spolic Coarsic Technosol Calcaric	7	7
BAD1	Dépôts de cendre	Hyperspolic Technosol Calcaric	105	40
BAD2			108	78
BBAD	Dépôts de mâchefers		130	18
BC	Zone témoin	Calcaric Luvisol	80	80
BOD	Dépôt de fuel	Transportic Coarsic Stagnic Technosol	52	32

Sols	Anciennes zones d'activité	Type de sols	Profondeur du sol (cm)	Profondeur d'enracinement (cm)
BPF	Bloc usine	Spolic Coarsic Technosol Calcaric	6	0

Parmi les profils pédologiques, deux n'ont eu qu'un seul horizon pédologique reconnaissable (APF, BPF). Cinq profils de sols ont eu deux horizons de sols (AAD, ACD1, BBAD, BOD), quatre profils de sols ont eu trois horizons de sols (ACD2, ACD3, BAD1, BC), un profil de sols (BAD2) a eu quatre horizons distincts, et un autre profil (AC) a eu cinq horizons distincts (Figure 15).

Tous les horizons de surface ont montré un faible niveau de compaction par rapport à leurs horizons plus profonds. En ce qui concerne les seconds horizons du sol, BAD1 a montré un faible niveau de compaction ; cinq ont montré une compaction moyenne (AAD, ACD2, ACD3, AC, BBAD), trois ont montré une forte compaction (ACD1, BOD, BC) et BAD2 a montré un horizon imperméable. Les horizons les plus profonds ont présenté une compaction faible à élevée.

Enfin, le carbone organique du sol (SOC) a varié de 5,6 à 421,3 $t.ha^{-1}$, avec une médiane de 63,4 $t.ha^{-1}$ (IQR : 33,7 – 171,2).

3.2. Classification des profils de sols étudiés

Sept des douze sols industriels ont été classés comme Technosols (IUSS Working Group WRB, 2022). Ils ont été situés sur les anciennes fondations de l'usine (APF, BPF), sur les dépôts de cendres des deux sites (AAD, BAD1, BAD2), ainsi que sur le dépôt de mâchefers (BBAD) et le dépôt de pétrole (BOD) du site B. Cinq sols peu ou pas modifiés par des actions humaines ont été situés dans les zones de contrôle des deux sites et sur le dépôt de charbon du site A (ACD1, ACD2, ACD3). Ils ont été classés comme Calcisol ou Luvisol, qui sont les types de référence des sols naturels environnants.

Parmi les sols étudiés : 6 Technosols (APF, AAD, BPF, BAD1, BAD2, BBAD) et 1 sol naturel (AC) ont été qualifiés de Calcaric, c'est-à-dire qu'ils ont été influencés par la nature carbonatée des matériaux parentaux in situ ; 4 Technosols (APF, AAD, BPF, BOD) ont été qualifiés de grossiers, c'est-à-dire qu'ils ont eu un volume de fractions fines inférieur à 20 % de leur volume de sols.

Deux Technosols ont été considérés comme Spolic (APF, BPF), c'est-à-dire qu'ils ont présenté une couche de plus de 20 cm d'épaisseur et à moins de 100 cm de la surface du sol avec plus de 20 % d'artefacts et plus de 35 % de produits industriels en volume ; et les 3 autres ont été classés comme Hyperspolic (BAD1, BAD2, BBAD), c'est-à-dire la même chose que pour les Spolic mais avec une couche plus épaisse (plus de 50 cm). Deux Technosols ont été qualifiés de sols transportés (AAD, BOD), c'est-à-dire des matériaux de sols excavés qui ont été déposés sur le site/la zone avant ou après le démantèlement (probablement pour améliorer la remise en état).

Il convient de noter que les sols ACD1, ACD2 et ACD3 ont été qualifiés de Leptosol Escalic : « Escalic » indiquait que le sol avait été tronqué ou transporté pour faire une excavation ; et « Leptosol » indiquait que ces sols avaient eu une roche continue commençant à moins de 25 cm de la surface.

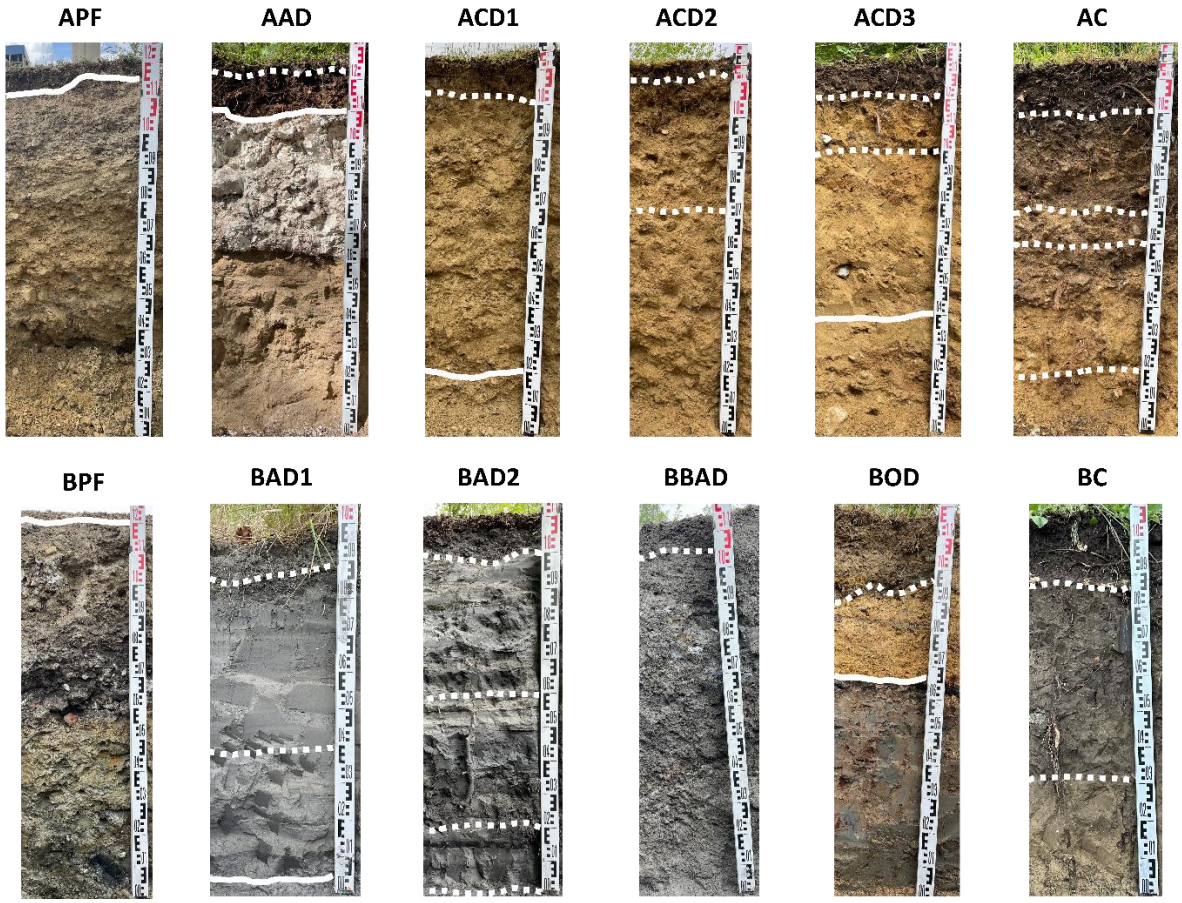


Figure 15. Photographies annotées des profils de sols observés sur les sites d'études. Les lignes en pointillé délimitent les différents horizons observés lors de la description des profils de sols. Les lignes pleines indiquent la limite entre la matrice sol et le matériel parental. Zones témoins (AC, BC) ; Dépôts de cendres (AAD, BAD1, BAD2) ; Dépôts de charbons (ACD1, ACD2, ACD3) ; blocs usines (APF, BPF) ; Dépôt de mâchefers (BBAD) ; Parc à fuel (BOD).

3.3. Paramètres physiques des profil de sols

En ce qui concerne le contenu total de la fraction grossière des profils de sols, différents types de distribution ont été observés entre les horizons de surface et les horizons plus profonds (Figure 16 A). Pour les horizons de surface, la fraction grossière totale a varié de 0,1 à 69,1 % avec une médiane de 20,6 % (IQR : 3,2 - 39,1) ; et pour les horizons plus profonds, la fraction grossière totale a varié de 0 à 48 % avec une médiane de 22,7 % (IQR : 1,1 - 31,6).

Dans le détail des différentes natures d'éléments grossiers, les artefacts grossiers (Figure 16 B) des horizons de surface ont eu un taux allant de 0,1 à 42,9 % avec une médiane de 4,9 % (IQR : 1,4 – 9,7)

et ceux des horizons profonds ont présenté une variation allant de 0 à 30,7 % avec une médiane de 1,1 % (IQR : 0,1 – 2,8). Pour les horizons de surface, les éléments minéraux grossiers ont varié (Figure 16 C) de 0 à 39,9 % avec une médiane de 11,8 % (IQR : 1,7 – 26,5) ; et pour les horizons profonds, ils ont présenté une variation allant de 0 à 53,1 % avec une médiane de 17,3 % (IQR : 0 – 30,3). Enfin, les éléments organiques grossiers (Figure 16 D) des horizons de surface ont eu un taux allant de 0 à 16,5 % avec une médiane de 0,4 % (IQR : 0,2 – 0,5), et ceux des horizons profonds ont présenté une variation allant de 0 à 1,3 % avec une médiane nulle (IQR : 0 – 0,1).

En ce qui concerne la masse volumique apparente (MVA, Figure 16 E), les horizons de surface ont eu une MVA allant de 0,5 à 1,6 $g.cm^{-3}$ avec une médiane de 1,2 $g.cm^{-3}$ (IQR : 0,9 - 1,4) ; et leurs horizons plus profonds ont eu des MVA plus élevées allant de 0,7 à 1,9 $g.cm^{-3}$ avec une médiane de 1,5 $g.cm^{-3}$ (IQR : 1,1 - 1,7). L'eau disponible pour les plantes dans les profils de sols a varié de 11,6 à 664,8 mm avec une médiane de 170,7 mm (IQR : 73,8 - 355).

Les différentes classes de texture de chaque profil de sols ont été identifiées (Figure 17) : AAD, APF et BC ont eu une texture équilibrée ; AC, ACD1, BBAD et BOD ont eu une texture sableuse équilibrée ; ACD2, ACD3 et BPF ont eu une texture sableuse ; BAD1 a eu une texture limoneuse équilibrée et BAD2 a eu une texture limono-sableuse.

Dans le détail, les horizons de surface des profils de sols (Figure 17 B) ont présenté principalement une texture limono-sableuse, à l'exception de ceux des profils ACD2, ACD3 et BPF qui ont eu une texture sablo-limoneuse, et l'horizon de surface de BAD2 qui a eu une texture limoneuse fine. Pour les deuxièmes horizons (Figure 17 C), les sols ACD1 et ACD2 ont eu des textures sableuses ; les sols ACD3, BOD et BBAD ont eu une texture sablo-limoneuse ; les sols AAD et AC ont eu une texture limono-sableuse ; le sol BC a eu une texture limoneuse ; enfin les sols BAD1 et BAD2 ont eu une texture limoneuse fine.

Pour les troisièmes horizons (Figure 17 D), les sols ACD2 et ACD3 ont eu une texture sablo-limoneuse ; le sol AC a eu une texture limono-sableuse ; le sol BC a eu une texture limoneuse ; enfin les sols BAD1 et BAD2 ont eu une texture limoneuse fine. Les quatrièmes et le cinquième horizons (Figure 17 E et F) ont eu une texture sableuse (BAD2) ou limono-sableuse (AC).

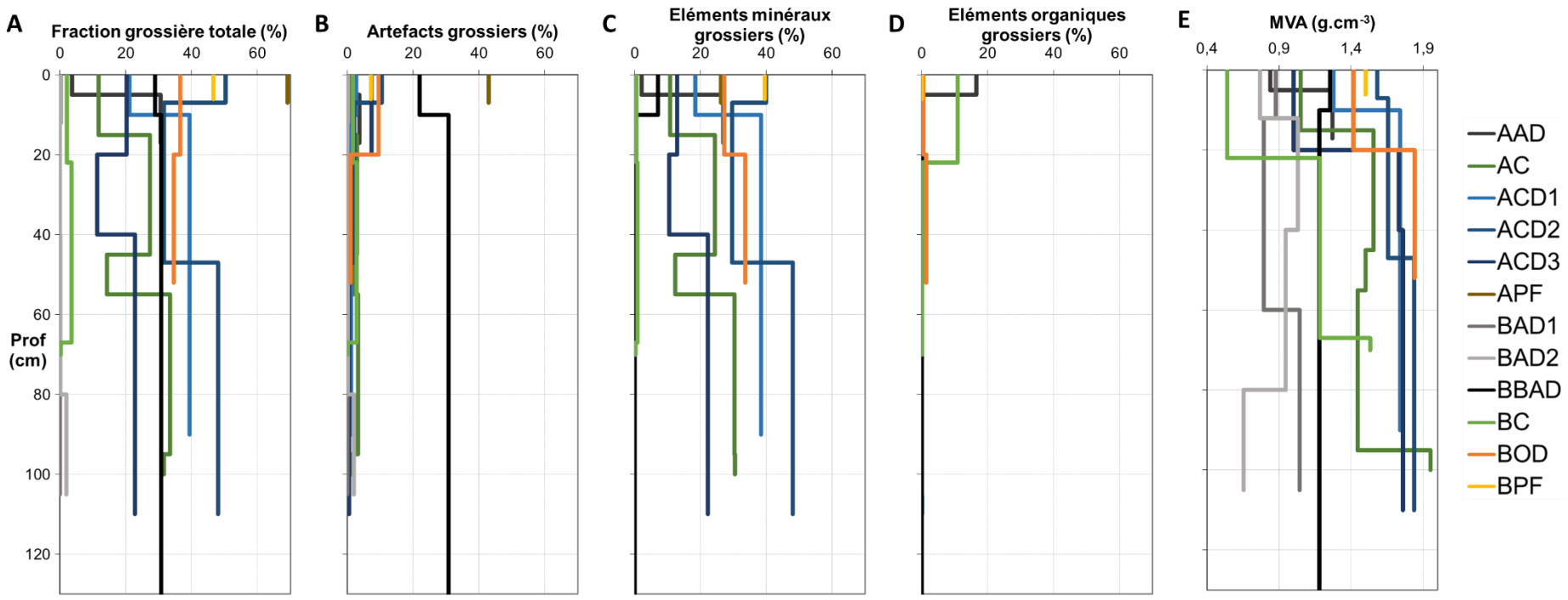


Figure 16. Distribution verticale le long des profils de sols, de la fraction grossière totale (A), des artefacts grossiers (B), des éléments minéraux grossiers (C), des éléments organiques grossiers (D) et de la masse volumique apparente (MVA, E). Chaque section verticale des courbes correspond à un horizon de chaque profil de sols étudié.

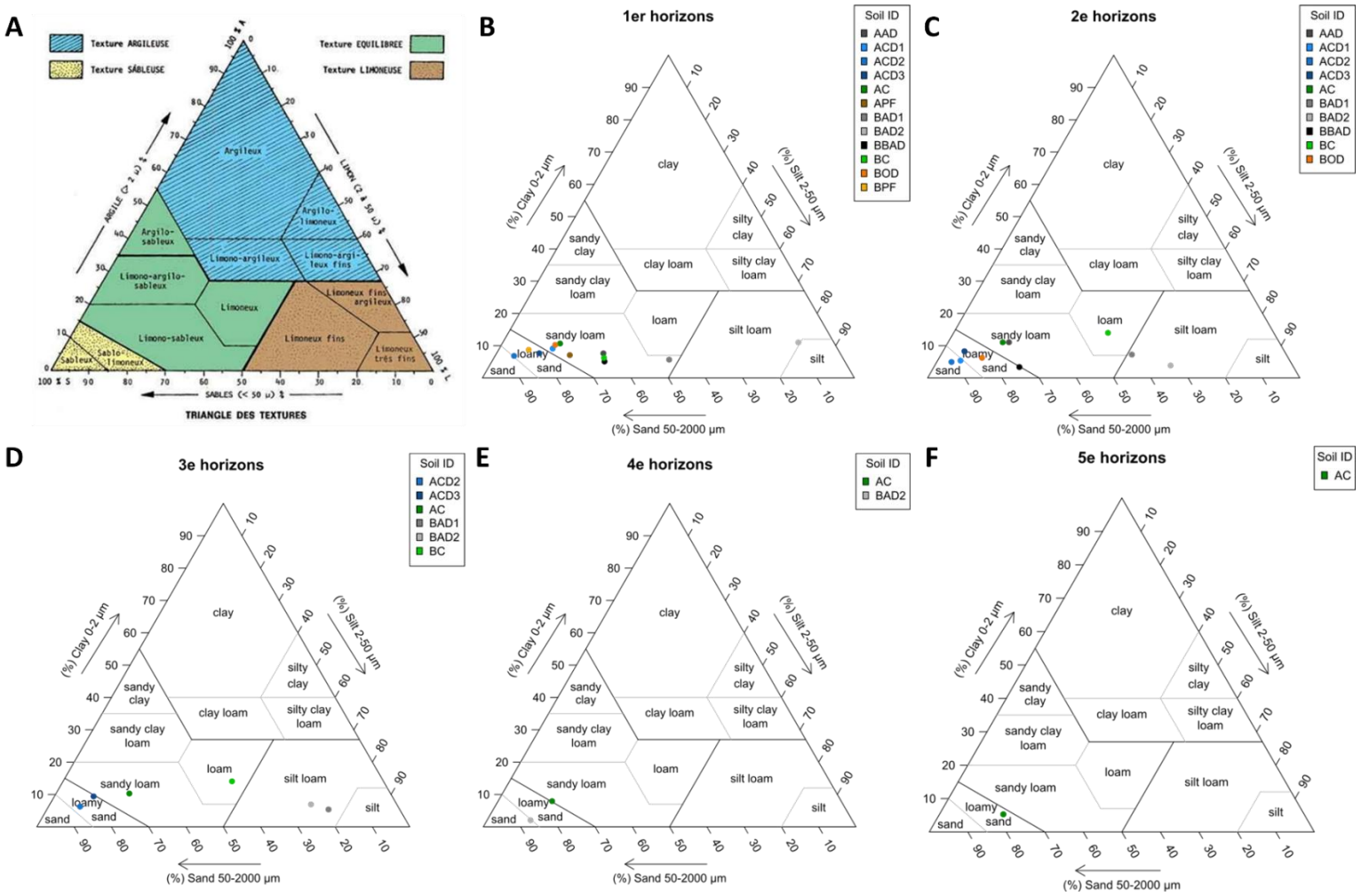


Figure 17. Triangles des classes texturales (A) et triangles de textures des premiers (B), deuxièmes (C), troisièmes (D), quatrièmes (E) et du cinquième (F) horizons des profil de sols. Générés sur R version 4.3.2 avec le package « soiltexture ».

3.4. Paramètres chimiques des profils de sols

Globalement, sur le site A, le rapport C/N et les P_{Olsen} ont augmenté avec la profondeur pour tous les profils de sols, alors que les profils de sols du site B ont montré de fortes variations entre eux ainsi qu'entre leurs horizons respectifs (Figure 18 ; Figure 19).

Le pH de tous les horizons de surface a été basique à très basique, avec une médiane de 8,4 (IQR : 8,2 - 8,8), et le pH des horizons les plus profonds a eu tendance à augmenter avec la profondeur autour d'une médiane de 8,7 (IQR : 8,5 - 8,9).

Pour la CEC, les horizons de surface ont varié entre 5 et 45,4 méq 100 g^{-1} avec une médiane de 11,5 méq 100 g^{-1} (IQR : 7 - 15,7) ; et les horizons les plus profonds ont varié entre 2,2 et 11,5 méq 100 g^{-1} avec une médiane de 4,7 méq 100 g^{-1} (IQR : 3,3 - 6,1).

Pour les rapports C/N, les horizons de surface ont varié entre 5,6 et 38,9 avec une médiane de 17,2 (IQR : 14,2 - 21,1) ; et les horizons les plus profonds ont varié entre 7,5 et 75 avec une médiane de 14 (IQR : 12,9 - 31,1).

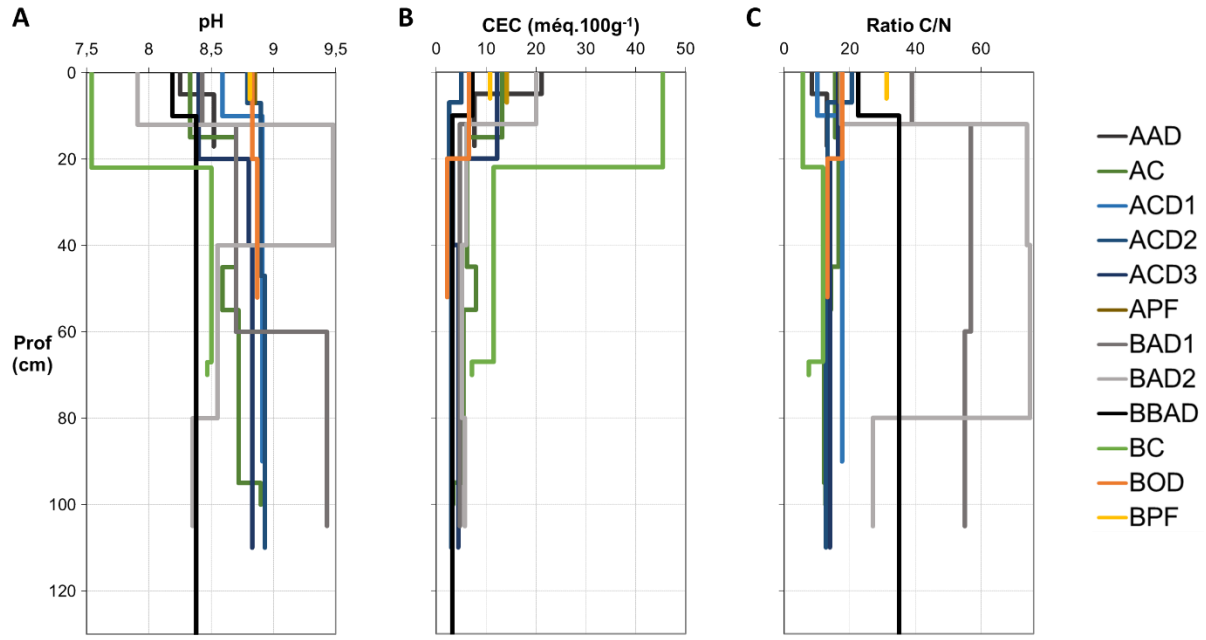


Figure 18. Distribution verticale le long des profil de sols du pH (A), de la CEC (B) et du rapport C/N (C). Chaque section verticale des courbes correspond à l'horizon de chaque profil de sols étudié.

Pour les concentrations de P_{Olsen} (Figure 19 A), les horizons de surface et les horizons plus profonds ont varié de 0,01 à 0,3 $g.kg^{-1}$, respectivement, avec une médiane pour les horizons de surface de 0,1 $g.kg^{-1}$ (IQR : 0,02 – 0,1) et une médiane plus basse pour les horizons plus profonds de 0,04 $g.kg^{-1}$ (IQR : 0,02 – 0,1).

En ce qui concerne la concentration de N_{tot} (Figure 19 B), les horizons de surface ont varié entre 0,5 et 10,3 $g.kg^{-1}$ avec une médiane de 1,7 $g.kg^{-1}$ (IQR : 1 – 2,7) ; et les horizons plus profonds ont varié entre 0,2 et 1,9 $g.kg^{-1}$ avec une médiane de 0,5 $g.kg^{-1}$ (IQR : 0,2 – 0,8).

Pour la concentration en C_{org} (Figure 19 C), les horizons de surface ont varié entre 9 et 61,1 $g.kg^{-1}$ avec une médiane de 32,3 $g.kg^{-1}$ (IQR : 17,7 – 57,6) ; et les horizons plus profonds ont varié entre 2,5 et 52,4 $g.kg^{-1}$ avec une médiane de 10,8 $g.kg^{-1}$ (IQR : 2,9 – 26,3).

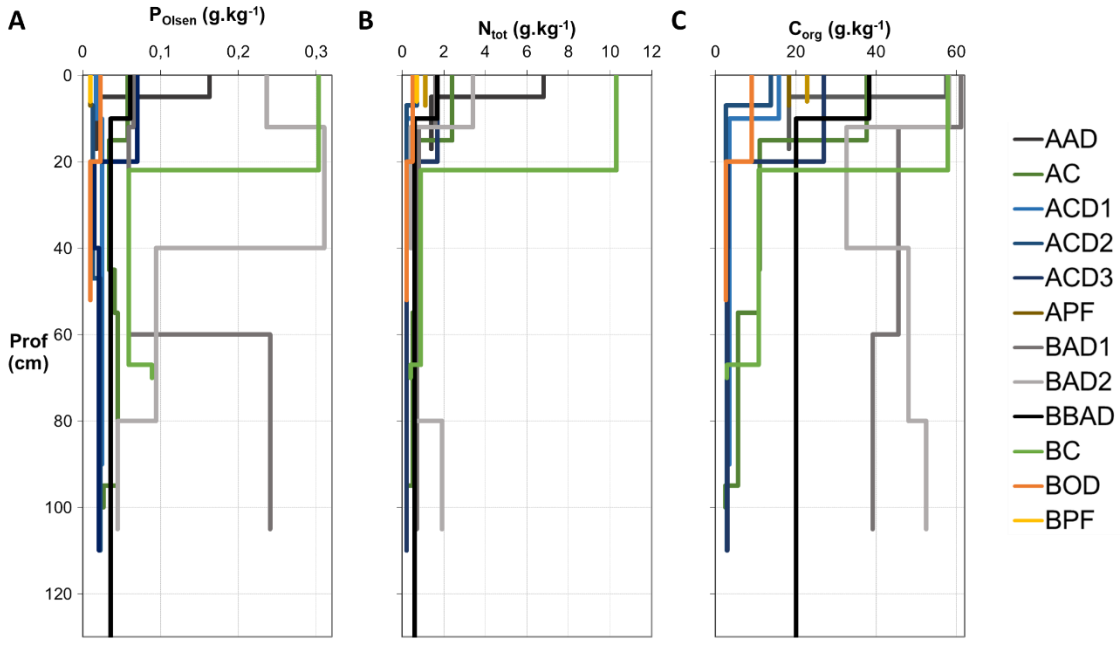


Figure 19. Distribution verticale le long des profils de sols, du P_{Olsen} (A), de N_{tot} (B), de la concentration en carbone organique (C, C_{org}). Chaque section verticale des courbes correspond à un horizon pour chaque profil de sols étudié.

3.5. Paramètres biologiques des profils de sols

Les taux d'enracinement des profils pédologiques ont varié de 0 à 64,4 % avec une médiane de 19,4 % (IQR : 11 - 26,7). Le diamètre racinaire moyen (Figure 20 A) des horizons de surface a varié de 0 à 0,5 mm, avec une médiane de 0,2 mm (IQR : 0,2 – 0,3). Dans les horizons plus profonds, le diamètre moyen des racines a varié de 0 à 0,4 mm, avec une médiane identique de 0,2 mm (IQR : 0 – 0,3). La densité du tissu racinaire (Figure 20 B) des horizons de surface a varié de 0 à 0,5 $g.cm^{-3}$ avec une médiane de 0,2 $g.cm^{-3}$ (IQR : 0,1 - 0,3) ; et celle des horizons plus profonds a varié de 0 à 0,7 $g.cm^{-3}$ avec une médiane de 0,2 (IQR : 0 - 0,4). La longueur spécifique des racines (Figure 20 C) des horizons de surface a varié de 0 à 201,3 $m.g^{-1}$ avec une médiane de 56,4 $m.g^{-1}$ (IQR : 32,3 - 97,2) ; et celle des horizons plus profonds a varié de 0 à 176,6 $m.g^{-1}$ avec une médiane de 18,7 $m.g^{-1}$ (IQR : 0 - 34,4).

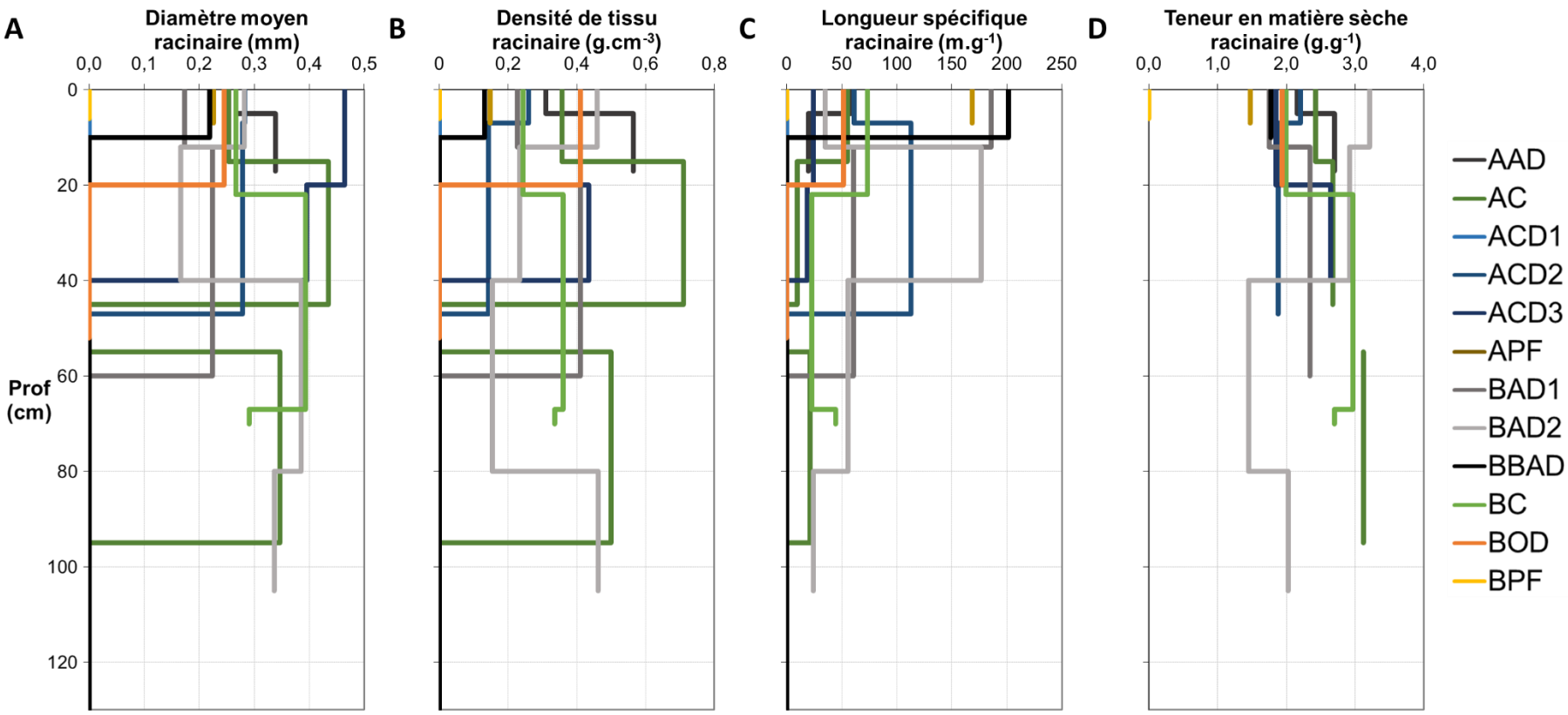


Figure 20. Distribution verticale le long des profils de sols, du diamètre moyen racinaire (A), de la densité de tissu racinaire (B), de la longueur spécifique racinaire (C) de la teneur en matière sèche racinaire (D). Chaque section verticale des courbes correspond à un horizon pour chaque profil de sols étudié.

Enfin, la teneur en matière sèche racinaire (Figure 20 D) des horizons de surface a varié de 0 à 3,2 $g.g^{-1}$ avec une médiane de 1,9 $g.g^{-1}$ (IQR : 1,7 – 2,2), et celle des horizons profonds a varié de 0 à 3,1 $g.g^{-1}$ avec une médiane de 1,7 $g.g^{-1}$ (IQR : 0 – 2,7).

Les respirations microbiennes basales et induites ont été généralement élevées dans les horizons de surface par rapport aux horizons plus profonds et ont eu tendance à diminuer avec la profondeur (Figure 21). Pour les horizons de surface, la respiration microbienne basale a été comprise entre $4,5\times10^{-4}$ et $1,8\times10^{-3}$ mg CO_2-$C.kg^{-1}.h^{-1}$ avec une médiane de $8,2\times10^{-4}$ mg CO_2-$C.kg^{-1}.h^{-1}$ (IQR : $5,8\times10^{-4}$ – $1,3\times10^{-3}$) ; et pour les horizons les plus profonds, elle a varié de $3,2\times10^{-4}$ à $1,3\times10^{-3}$ mg CO_2-$C.kg^{-1}.h^{-1}$ avec une médiane de $5,2\times10^{-4}$ mg CO_2-$C.kg^{-1}.h^{-1}$ (IQR : $4,2\times10^{-4}$ – $6,8\times10^{-4}$).

Quant à la respiration microbienne induite, elle a varié de $7,1\times10^{-4}$ à $4,8\times10^{-3}$ mg CO_2-$C.kg^{-1}.h^{-1}$ avec une médiane de 2×10^{-3} mg CO_2-$C.kg^{-1}.h^{-1}$ (IQR : $1,8\times10^{-3}$ – $2,5\times10^{-3}$) pour les horizons de surface ; et pour les horizons profonds elle a varié de $5,1\times10^{-4}$ à $1,5\times10^{-3}$ mg CO_2-$C.kg^{-1}.h^{-1}$ avec une médiane de $7,6\times10^{-4}$ mg CO_2-$C.kg^{-1}.h^{-1}$ (IQR : $6,4\times10^{-4}$ – $9,5\times10^{-4}$). Les activités enzymatiques mesurées dans les profils de sols ont été aussi généralement plus élevées dans l'horizon de surface que dans les horizons plus profonds, en particulier sur le site A (Figure 22).

L'activité enzymatique arylsulfatase (ARS) (Figure 22 A) des horizons de surface a varié de 0 à 4,75 $nmol.min^{-1}.g^{-1}$ avec une médiane de 0,9 $nmol.min^{-1}.g^{-1}$ (IQR : 0,04 - 3,77) ; et celle des horizons plus profonds a varié de 0 à 3,1 $nmol.min^{-1}.g^{-1}$ avec une médiane et un IQR nuls.

L'activité enzymatique β-glucosidase (β-GLU) (Figure 22 B) des horizons de surface a varié de 0 à 93,6 $nmol.min^{-1}.g^{-1}$ avec une médiane de 8 $nmol.min^{-1}.g^{-1}$ (IQR : 3,4 - 15,7) ; et celle des horizons plus profonds a varié de 0 à 12 $nmol.min^{-1}.g^{-1}$ avec une médiane de zéro (IQR : 0 - 0,1).

L'activité enzymatique N-acétyl-glucosaminidase (NAG) (Figure 22 C) des horizons de surface a varié de 0 à 8,04 $nmol.min^{-1}.g^{-1}$ avec une médiane nulle (IQR : 0 – 0,1) tandis que les horizons plus profonds ont présenté une activité nulle.

Enfin, l'activité enzymatique phosphatase « neutre » (PHOS) (Figure 22 D) des horizons de surface a varié de 0 à 46,1 $nmol.min^{-1}.g^{-1}$ avec une médiane de 3,1 $nmol.min^{-1}.g^{-1}$ (IQR : 0 - 17,6) ; et celle des horizons plus profonds a varié de 0 à 18,1 $nmol.min^{-1}.g^{-1}$ avec une médiane et un IQR nuls.

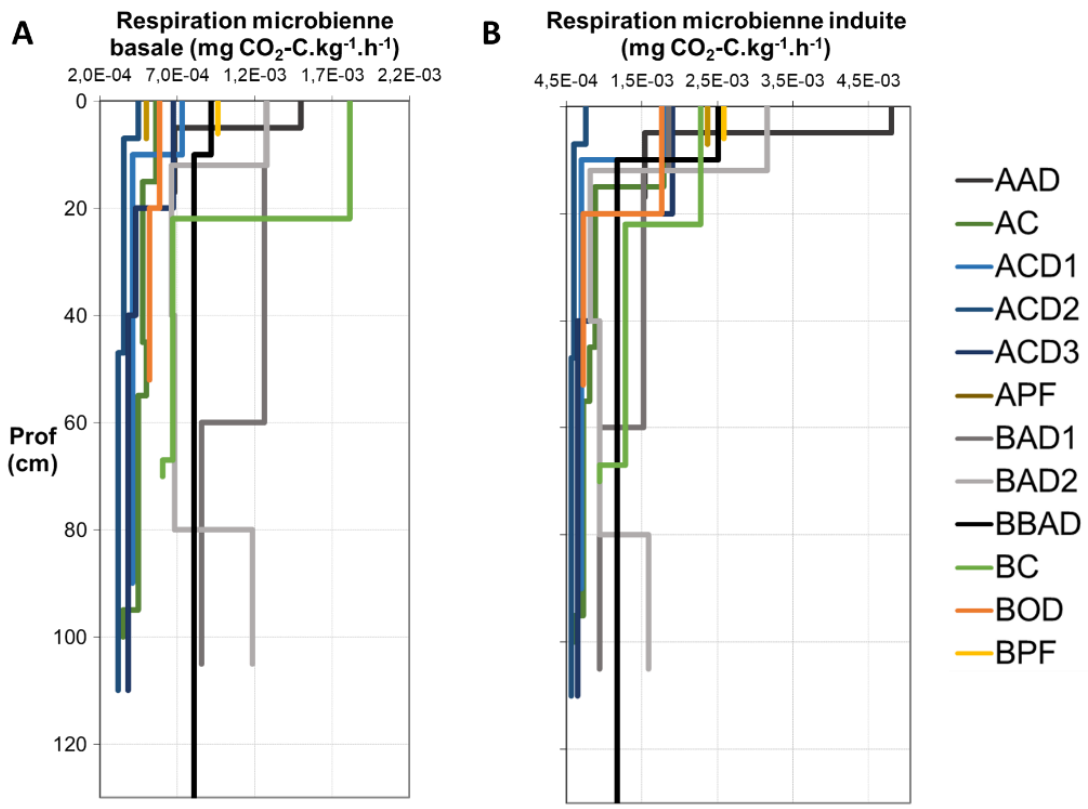


Figure 21. Distribution verticale le long des profils de sols, de la respiration microbienne basale (A) et de la respiration microbienne induite (B). Chaque section verticale des courbes correspond à un horizon pour chaque profil de sols étudié.

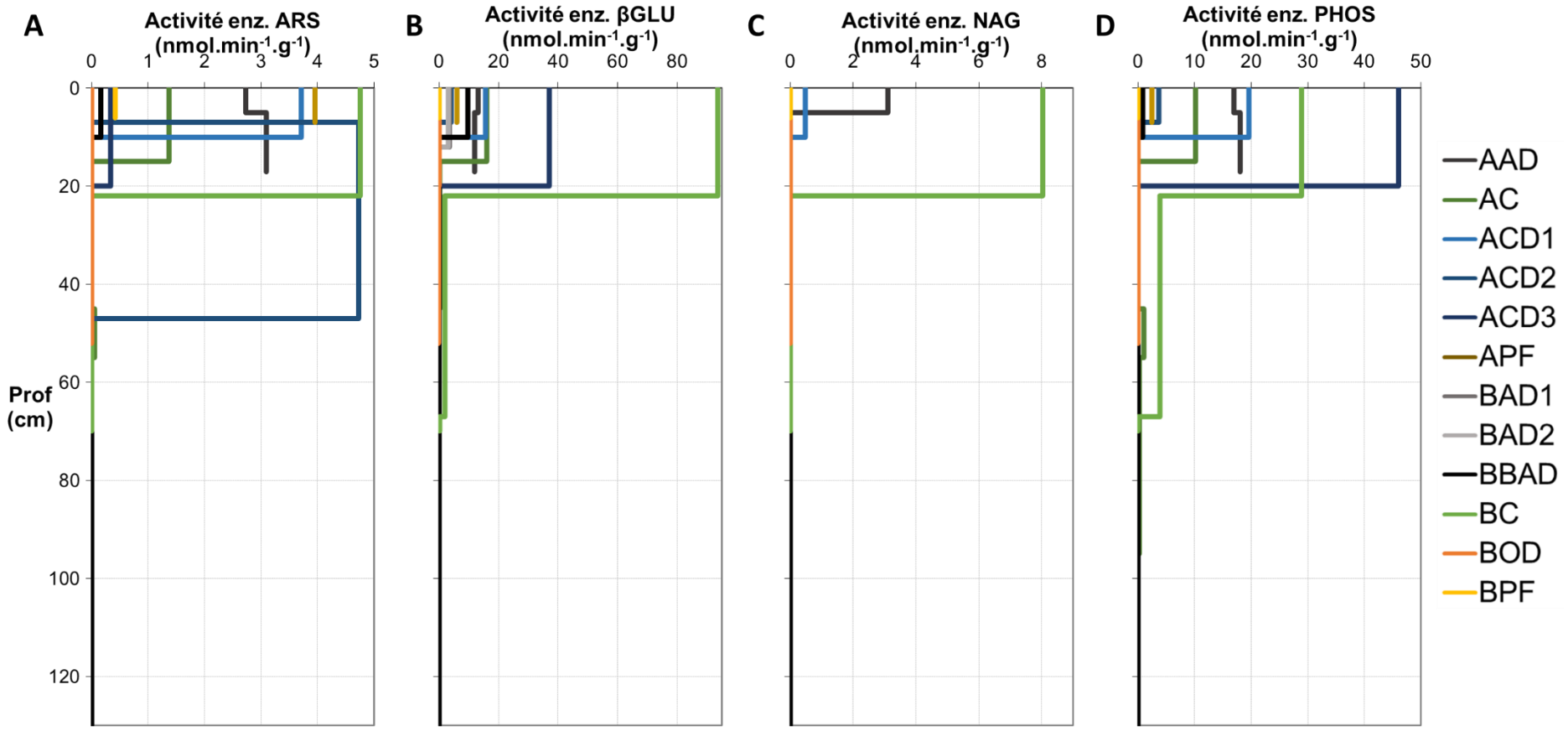


Figure 22. Distribution verticale le long des profil de sols des activités enzymatiques de l'Arylsulfatase (A), de la ß-glucosidase (B), de la N-acétyl-glucosaminidase (C) et de la Phosphatase « neutre » (D). Chaque section verticale des courbes correspond à un horizon pour chaque profil de sols étudié.

4. Résultats de la classification des sols selon leurs fonctions

4.1. Score de la fonction « Stockage du carbone »

Les scores totaux pour la fonction « Stockage du carbone » ont mis en évidence trois catégories de sols (Tableau 10) : ainsi, 2 sols ont obtenu un score inférieur à 2 (APF < BBAD) ; 5 sols ont obtenu un score compris entre 2 et 3 (BPF < AAD < ACD1 < BAD1 < ACD2) et 5 sols ont obtenu un score supérieur à 3 (BOD < ACD3 < AC < BAD2 < BC).

Tableau 10. Scores physico-chimiques, biologiques et totaux de la fonction « Stockage de carbone » des profil de sols étudiés. Les scores en gras indiquent que les scores physico-chimiques et biologiques sont proches numériquement.

Sols	Scores physico-chimiques	Scores biologiques	Scores totaux
AAD	2	2,6	2,56
AC	**4**	**3,8**	3,82
ACD1	2	2,7	2,68
ACD2	1	3,0	3
ACD3	**3**	**3,4**	3,36
APF	0	1,6	1,6
BAD1	5	3,0	2,96
BAD2	5	3,9	3,92
BBAD	5	1,9	1,94
BC	**4**	**4,0**	3,96
BOD	1	3,0	3,04
BPF	0	2,0	2

Si l'on considérait uniquement les paramètres physico-chimiques de la fonction de stockage du carbone (Tableau 10), certains sols ont obtenu de faibles scores physico-chimiques tels que APF et BPF (score de 0) ou ACD2 et BOD (score de 1), tandis que d'autres ont obtenu des scores élevés, voire ont atteint le score maximal (BAD1, BAD2 et BBAD). La prise en compte des seuls paramètres biologiques pour estimer la même fonction du sol a conduit à une gamme plus limitée de scores allant de 1,6 (APF) à 4 (BC) (Tableau 10).

4.2. Score de la fonction « Réservoir pour la biodiversité »

Les scores totaux pour la fonction « Réservoir de biodiversité » ont mis en évidence trois catégories de sols (Tableau 11) : ainsi, 6 sols ont eu un score inférieur à 1,5 (BPF < APF < ACD1 < ACD2 < BOD < BAD1) ; 4 sols ont eu un score compris entre 1,5 et 2,5 (BBAD < BAD2 < AC < ACD3) ; 2 sols ont eu un score compris entre 2,5 et 3,5 (AAD < BC). Aucun sol n'a dépassé le score de 3,5.

Tableau 11. Scores physico-chimiques, biologiques et totaux de la fonction « Réservoir pour la biodiversité » des profil de sols étudiés. Les scores en gras indiquent que les scores physico-chimiques et biologiques sont proches numériquement.

Sols	Scores physico-chimiques	Scores biologiques	Scores totaux
AAD	**2,5**	**3,0**	2,60
AC	**2,0**	**1,6**	1,88
ACD1	1,5	0,2	1,15
ACD2	1,4	0,9	1,25
ACD3	2,2	0,9	1,90
APF	0,7	2,0	1,00
BAD1	1,8	0,2	1,43
BAD2	2,2	0,2	1,70
BBAD	2,0	0,0	1,53
BC	3,7	1,3	3,08
BOD	1,5	0,8	1,35
BPF	**0,3**	**0,0**	0,25

Si l'on considérait uniquement les paramètres physico-chimiques, les scores pour la fonction « Réservoir pour la biodiversité » (Tableau 11) ont varié de valeurs très faibles (c.-à-d. BPF = 0,3 ; APF = 0,7) à une seule valeur modérément élevée (BC = 3,7), avec la plupart des sols qui ont eu des scores inférieurs à la moyenne. Si l'on considérait uniquement les paramètres biologiques, les scores ont varié de 0 (BBAD et BPF) à 3 (AAD). La plupart de ces scores ont été inférieurs à 1. Des différences marquées entre les scores physico-chimiques et biologiques ont été observées pour BAD1, BAD2 et BBAD qui ont eu des scores physico-chimiques modérément bas mais des scores biologiques moyens proches ou égaux à zéro. Au contraire, certains sols (AC, AAD et BPF) ont présenté des scores similaires pour les paramètres physico-chimiques et biologiques.

4.3. Score de la fonction « Rétention et infiltration de l'eau »

Les scores totaux pour la fonction « Rétention d'eau et infiltration » ont mis en évidence trois catégories de sols (Tableau 12) : ainsi, BPF a eu un score inférieur à 1,5 ; 6 sols ont eu un score entre 1,5 et 2,5 (AAD < APF < BOD < ACD1 < BBAD < BAD1) ; 5 sols ont eu un score entre 2,5 et 3,5 (ACD2 < ACD3 < AC < BC < BAD2).

Tableau 12. Scores physico-chimiques, biologiques et totaux de la fonction « Rétention et infiltration de l'eau » des profil de sols étudiés. Les scores en gras indiquent que les scores physico-chimiques et biologiques sont proches numériquement.

Sols	Scores physico-chimiques	Scores biologiques	Scores totaux
AAD	1,5	2,2	1,81
AC	3,2	2,5	2,90
ACD1	2,8	1,0	1,99

Sols	Scores physico-chimiques	Scores biologiques	Scores totaux
ACD2	3,2	1,9	2,62
ACD3	3,1	2,2	2,68
APF	**2,0**	**1,8**	1,89
BAD1	2,8	1,9	2,38
BAD2	**3,1**	**3,4**	3,21
BBAD	4,1	0,1	2,34
BC	2,5	3,7	3,02
BOD	2,2	1,6	1,92
BPF	2,2	0,0	1,22

Lorsque l'on examinait uniquement les paramètres physico-chimiques de la fonction « Rétention et infiltration de l'eau » (Tableau 12), les scores ont varié de 1,5 (AAD) à 4,1 (BBAD). Les scores des paramètres biologiques ont présenté une distribution plus large et ont varié de 0 (BPF) à 3,7 (BC). Des différences marquées ont été notées entre les deux scores pour certains sols (ACD1, ACD2 ou BPF), et notamment pour BBAD qui a montré la plus grande différence, avec le score physico-chimique le plus élevé (4,1) et l'un des scores biologiques les plus bas (0,1).

D'autres sols, tels que APF et BAD2, ont présenté au contraire des scores physico-chimiques et biologiques très proches.

4.4. Score de la fonction « Support de la production végétale »

Les scores totaux pour la fonction « Soutien à la production végétale » ont mis en évidence trois catégories de sols (Tableau 13) : ainsi, 2 sols ont eu un score inférieur à 1 (BPF < BOD) ; 7 sols ont eu un score compris entre 1 et 2 (APF < ACD1 < ACD2 < BBAD < AAD < ACD3 < AC) ; et 3 sols ont eu un score supérieur à 2 (BAD1 < BAD2 < BC).

Tableau 13. Scores physico-chimiques, biologiques et totaux de la fonction « Support de la production végétale ». Les scores en gras indiquent que les scores physico-chimiques et biologiques sont proches numériquement.

Sols	Scores physico-chimiques	Scores biologiques	Scores totaux
AAD	0,9	3,8	1,65
AC	2,1	1,2	1,84
ACD1	1,4	0,2	1,06
ACD2	1,4	1,1	1,31
ACD3	2,0	1,1	1,78
APF	0,3	3,0	1,00
BAD1	2,8	1,5	2,49
BAD2	3,2	2,4	2,96
BBAD	2,1	0,2	1,59
BC	**3,0**	**3,0**	2,99
BOD	**0,8**	**1,0**	0,86
BPF	0,5	0,0	0,38

Si l'on considérait uniquement les paramètres physico-chimiques de la fonction « Support de la production végétale » (Tableau 13), les scores ont été globalement très bas à moyens et ont varié de 0,3 (APF) à 3,2 (BAD2). Si l'on considérait uniquement les paramètres biologiques, les scores ont été globalement faibles mais ont varié de 0 (BPF) à 3,8 (AAD), avec une distinction assez nette entre les sols présentant une fertilité biologique nulle ou très basse (c'est-à-dire AC, ACD1, ACD2, ACD3, BAD1, BBAD, BPF) et ceux ayant des scores moyens à bons (APF, BAD2, BC). Des scores opposés ont été observés pour certains sols tels que AAD, APF et BBAD, tandis qu'au contraire, de fortes similitudes ont été observées pour ACD2, BAD2, BC, BOD et BPF.

4.5. Scores et classes de la santé des profils de sols étudiés

Les scores calculés pour les quatre fonctions du sol ont varié de 0,25/5 à 3,96/5 (Tableau 14) et la somme des scores de ces quatre fonctions pour chaque sol a permis de donner un score final de santé du sol. Ainsi, la santé estimée des sols de notre étude est allée de « Fortement dégradée », avec des scores totaux inférieurs à 6/20 (BPF < APF), jusqu'à « Bonne » pour le sol de l'usage BC, pour son score total compris qui a été compris entre 12/20 et 14/20. Aucun sol n'a atteint le niveau « Très bonne » de santé du sol.

Tableau 14. Scores totaux de chaque fonction, scores finaux de la santé des sols et des classes du niveau de santé des profil de sols étudiés. Les scores soulignés représentent les scores maximum et minimum obtenus.

Sols	Scores totaux « Stockage de carbone »	Scores totaux "Réservoir pour la biodiversité »	Scores totaux "Rétention et infiltration de l'eau »	Scores totaux « Support de la production végétale »"	**Scores finaux de la santé des sols**	**Classes des niveaux de santé**
AAD	2,56	2,60	1,81	1,65	**8,62**	**Pauvre**
AC	3,82	1,88	2,90	1,84	**10,43**	**Moyenne**
ACD1	2,68	1,15	1,99	1,06	**6,88**	**Très pauvre**
ACD2	3,00	1,25	2,62	1,31	**8,18**	**Pauvre**
ACD3	3,36	1,90	2,68	1,78	**9,71**	**Pauvre**
APF	1,60	1,00	1,89	1,00	**5,49**	**Fortement dégradée**
BAD1	2,96	1,43	2,38	2,49	**9,25**	**Pauvre**
BAD2	3,92	1,70	3,21	2,96	**11,79**	**Moyenne**
BBAD	1,94	1,53	2,34	1,59	**7,40**	**Très pauvre**
BC	<u>3,96</u>	3,08	3,02	2,99	**13,04**	**Bonne**
BOD	3,04	1,35	1,92	0,86	**7,17**	**Très pauvre**
BPF	2,00	<u>0,25</u>	1,22	0,38	**3,85**	**Fortement dégradée**

Alors que certains sols ont eu leurs différentes fonctions qui ont atteint des scores comparables (APF, BBAD, BC), d'autres ont présenté des scores très variables entre les fonctions (AC, ACD1, BOD, BPF). En outre, si l'on examinait de plus près les classes finales de santé des sols, certains sols appartenant à la même classe ont présenté des caractéristiques différentes, tels que APF et BPF, classés comme « Fortement dégradé », ou encore AAD et ACD3, classés comme « Pauvre ». Ainsi, AAD a présenté un score plus élevé pour la fonction « Réservoir pour la biodiversité », tandis que ACD3 a présenté un score plus élevé pour les fonctions « Rétention et infiltration de l'eau » et « Stockage du carbone ».

5. Discussion

La santé des sols est de plus en plus considérée comme une évaluation globale qui doit intégrer des paramètres physico-chimiques mais aussi biologiques, afin d'obtenir une « image » plus précise du fonctionnement des sols (Arias *et al.*, 2005 ; Lehmann *et al.*, 2020). C'est cette démarche qui a été entreprise dans ces travaux, où la santé des sols a été évaluée le long des profils pédologiques, plutôt qu'en se limitant aux horizons de surface (Błońska *et al.*, 2018 ; Cornu *et al.*, 2021 ; Fikri *et al.*, 2021 ; Fu *et al.*, 2019 ; Kim *et al.*, 2022 ; O'Riordan *et al.*, 2021a ; Pulido Moncada *et al.*, 2014 ; Raciti *et al.*, 2012 ; Vincent *et al.*, 2018a ; Wei *et al.*, 2014 ; Wiesmeier *et al.*, 2019 ; Xu *et al.*, 2021).

L'approche par profils constituait une hypothèse méthodologique forte de ce Chapitre : tester la capacité d'un modèle semi-quantitatif simplifié à discriminer des sols industriels présentant des trajectoires d'anthropisation contrastées. Les résultats obtenus confirment cette hypothèse, puisque l'ensemble des sols a pu être classé de manière cohérente selon leur niveau de fonctionnement. Globalement, il ressort que cinq de ces douze sols présentent une santé très faible ou un état fortement dégradé, quatre sont dans un état de santé faible, deux présentent une santé moyenne, et un seul se distingue par une bonne santé. Ces résultats soutiennent également l'hypothèse selon laquelle un sol industriel n'est pas nécessairement un sol dégradé, même si les niveaux fonctionnels mesurés restent globalement modestes.

Il est important de noter que deux sols, situés sur chacune des centrales (AC et BC), ont été peu modifiés par les activités humaines. Ces deux sols figurent parmi ceux ayant obtenu les meilleurs scores de santé. Nous faisons l'hypothèse que le sol BC a obtenu un meilleur score qu'AC en raison de la différence de leurs matériaux parentaux, qui a conduit à la formation de deux types de sols distincts (un Luvisol Calcaric pour BC et un Calcisol pour AC) présentant des potentiels fonctionnels différents. Plus intéressant encore, l'un des sols les plus anthropisés, développé sur un dépôt de cendres de charbon de plusieurs mètres d'épaisseur, a obtenu un score moyen (11,8/20), démontrant qu'il

n'existe pas de corrélation systématique entre la santé des sols et le niveau d'anthropisation. En revanche, les sols les plus dégradés des deux sites sont ceux situés sur les anciens blocs usine (APF et BPF), ayant subi d'importantes perturbations (excavation, apport de remblais, compactage, création de couches étanches, construction et démantèlement des installations). Cette absence de relation simple entre artificialisation et santé des sols est conforme aux observations de d'autres auteurs (Huot *et al.*, 2014 ; Séré *et al.*, 2010), qui montrent que certains Technosols peuvent maintenir ou développer des fonctionnalités élevées malgré des perturbations extrêmes.

Aucune corrélation simple n'a été observée entre la nature des usages industriels passés et les scores de santé des sols. Les pratiques de gestion mises en œuvre après la cessation des activités industrielles jouent également un rôle déterminant. Cela apparaît clairement en comparant les dépôts de cendres du site A : sur ce site, les cendres ont été partiellement extraites et remplacées par des matériaux de sols, alors qu'elles ont été laissées en place sur le site B, où la végétation les a colonisées spontanément. De manière surprenante, les dépôts de cendres non gérés (BAD1 et BAD2) présentent de meilleurs scores pour l'ensemble des fonctions du sol que le dépôt géré AAD, à l'exception de la fonction de « réservoir pour la biodiversité ». Ce résultat, contre-intuitif, peut s'expliquer par plusieurs mécanismes documentés : la structure poreuse des cendres favorise l'infiltration et l'enracinement superficiel ; la présence de carbone récalcitrant en surface favorise sa stabilisation ; et la colonisation végétale spontanée peut parfois initier plus rapidement les processus de pédogenèse que des interventions mécaniques (Kostić *et al.*, 2018 ; Uzarowicz *et al.*, 2018b). Plusieurs études montrent également que certains travaux de gestion peuvent perturber les trajectoires de renaturation spontanée (Drenning *et al.*, 2024).

Dans ce cas particulier, la trajectoire d'évolution libre observée sur BAD1 et BAD2 a permis une progression fonctionnelle plus marquée que la gestion partielle mise en œuvre sur AAD. Cette dynamique est cohérente avec les travaux montrant que certaines interventions peuvent perturber les trajectoires spontanées de refonctionnalisation des Technosols (Burrow *et al.*, 2018 ; Colombini *et al.*, 2022).

Dans l'ensemble, la santé des sols en contexte industriel dépend de l'interaction complexe de trois facteurs, qui reflètent également les trois grandes phases de la vie d'un site industriel tel qu'une centrale thermique :

i. Les conditions pédoclimatiques, incluant la nature des matériaux parentaux, dérivés des sols naturels environnants ;

ii. Les usages du sol pendant la période d'activité industrielle – très variés dans le cas des centrales thermiques (ex. dépôt de charbon, dépôt d'huile, dépôt de cendres, bloc usine) – chacun induisant des types spécifiques de perturbations (compactage, décapage, scellement, dépôt, etc.) ;
iii. Les pratiques de gestion mises en œuvre après la cessation d'activité (déconstruction, décontamination, revégétalisation, déscellement, apport de matériaux de sols), dont les effets sur les fonctions du sol sont très variables.

Les résultats montrent que ces trois niveaux d'héritage sont détectables par le modèle d'évaluation fonctionnelle. Le diagnostic proposé ne révèle pas uniquement un état du sol, mais aussi les traces de son histoire et les dynamiques de transformation structurelle et biologique associées. La nature des sols est évidemment étroitement liée à leur niveau de fonctionnalité. Les profils AC et BC sont classiquement caractérisés par des concentrations relativement élevées en carbone organique du sol (SOC), décroissant avec la profondeur, une profondeur importante, une abondance racinaire notable, mais une activité microbiologique faible à très faible liée au cycle du carbone. Cette faible activité limite la minéralisation de la matière organique et favorise ainsi le stockage du carbone (Allory *et al.*, 2022 ; Rees *et al.*, 2019). La situation est très différente pour BAD1 et BAD2, des Technosols principalement composés de cendres issues de la combustion du charbon et possédant des propriétés particulières influençant différemment leurs capacités de séquestration du carbone. Les artefacts de charbon non brûlé présents dans BAD1 et BAD2 favorisent l'accumulation du carbone, tandis que la structure des cendres améliore la protection physique de la matière organique exogène, favorisant la croissance végétale et limitant l'activité microbienne responsable de sa dégradation (Allory *et al.*, 2022 ; Rees *et al.*, 2019). Les cendres et les particules de charbon non brûlées affectent également plusieurs paramètres physico-chimiques du sol, ralentissant significativement la colonisation biologique (Kostić *et al.*, 2018 ; Nekrasova *et al.*, 2020 ; Uzarowicz *et al.*, 2018b ; Weber *et al.*, 2015 ; Yadav *et al.*, 2022). Malgré ces conditions initiales défavorables, la végétation et les micro-organismes parviennent à coloniser ces milieux et à initier des processus de pédogenèse (Konstantinov *et al.*, 2020 ; Uzarowicz *et al.*, 2018a). Le profil BBAD, également composé entièrement de mâchefers issus de la combustion du charbon, présente en revanche des propriétés encore moins favorables au stockage et à la séquestration du carbone.

Les profils ACD1, ACD2 et ACD3 ont connu une succession complexe et partiellement documentée de transformations : décapage des horizons supérieurs, mise en place d'une couche étanche d'origine inconnue, usage temporaire pour le stockage du charbon, puis dé-scellement et évolution libre, avant une recolonisation progressive par la végétation. Les durées d'évolution libre semblent différentes : ACD3 étant le plus ancien, suivi de ACD2 et ACD1, le plus récent. Cette chronoséquence s'accompagne d'une succession végétale allant des espèces arborescentes aux arbustives puis herbacées.

Ce gradient temporel est particulièrement intéressant, car il met en évidence la capacité du modèle à détecter les héritages anthropiques et les trajectoires successives. Autrement dit, l'approche fonctionnelle appliquée ici ne se limite pas à décrire des propriétés du sol : elle permet d'identifier les effets cumulés des transformations industrielles, des phases d'évolution libre et du développement progressif de la végétation sur le fonctionnement des profils. Ce type de sensibilité méthodologique a déjà été souligné dans différents travaux (Cornu *et al.*, 2021 ; Huot *et al.*, 2014 ; Séré *et al.*, 2010), qui montrent que les Technosols enregistrent rapidement et finement les modifications de gestion et les dynamiques post-industrielles.

Cette évolution suggère que la succession végétale, et notamment le développement du système racinaire, favorisent l'augmentation des stocks de carbone (Hao et Dong, 2023 ; Wang *et al.*, 2023), la création de conditions biologiques propices à la biodiversité (Bardgett *et al.*, 2014), ainsi qu'une meilleure rétention et infiltration de l'eau (Liu *et al.*, 2021 ; Mapa, 1995) et une disponibilité accrue des nutriments (Bardgett *et al.*, 2014 ; Freschet *et al.*, 2021b ; Nicolas Legay *et al.*, 2014). Une influence positive similaire de la succession végétale est également observée sur les scores de BAD2 par rapport à BAD1.

Il est désormais reconnu que, dans certaines conditions, les Technosols peuvent connaître une pédogenèse plus rapide et plus intense que les sols naturels (Cornu *et al.*, 2021 ; Huot *et al.*, 2014 ; Santini et Fey, 2015 ; Séré *et al.*, 2010). Bien que fortement dépendante de la variabilité intrinsèque de chaque Technosol, de nombreuses études ont montré que l'évolution conjointe des paramètres biologiques, physiques et chimiques, couplée au développement de la végétation, peut conduire à des conditions plus favorables à la croissance des plantes, à la rétention d'eau et au rôle de réservoir pour la biodiversité (Betancur-Corredor *et al.*, 2023 ; Tarnawczyk *et al.*, 2024 ; Uzarowicz *et al.*, 2017). Cependant, la pédogenèse précoce de certains Technosols peut également entraîner la libération de sels solubles (Tiberg *et al.*, 2025) ou un lessivage massif de l'azote et de la matière organique dissoute (Grard *et al.*, 2025). Si les trajectoires actuelles des sols industriels étudiés suggèrent une amélioration progressive de leurs fonctionnalités, un suivi à court et moyen terme serait particulièrement pertinent pour confirmer ces dynamiques.

Ces travaux montre que l'intégration des paramètres biologiques, en complément des approches physico-chimiques classiques, est essentielle pour une évaluation complète de la santé des sols. Elle permet une appréciation à la fois plus globale et plus nuancée de leur fonctionnement. En effet, les paramètres biologiques ont conduit à une amélioration des scores pour AAD et APF en ce qui concerne leur capacité à séquestrer du carbone, à héberger de la biodiversité et à soutenir la production végétale. À l'inverse, ils ont diminué les scores du profil BBAD pour l'ensemble des fonctions, ainsi que

ceux d'autres sols pour certaines fonctions spécifiques (BAD1 et BAD2 pour le stockage du carbone, BC pour la biodiversité, BPF pour la rétention et l'infiltration de l'eau, et AC pour la production végétale). L'activité microbienne et la diversité des organismes fournissent en effet des informations précieuses sur la capacité des sols à soutenir la vie et à maintenir les processus écologiques essentiels. Plus précisément, l'observation d'une activité biologique visible et l'utilisation d'indices de biodiversité liés aux micro-organismes, à la macrofaune et à la strate végétale offrent une meilleure compréhension du potentiel d'un sol à héberger et maintenir la biodiversité (Joimel *et al.*, 2017 ; Schwartz *et al.*, 2022). Les caractéristiques racinaires fournissent des informations fines sur les conditions biologiques du sol, en permettant d'évaluer la disponibilité en eau et en nutriments, les capacités d'infiltration et de rétention d'eau, ainsi que la structure du sol et son influence sur les activités racinaires et biologiques en général (Freschet *et al.*, 2021a).

Enfin, plusieurs limites doivent être soulignées. Premièrement, l'évaluation repose sur un nombre limité de profils (un par unité de sols), ce qui ne permet pas de capturer l'hétérogénéité spatiale très marquée des sols industriels (Béchet *et al.*, 2019 ; Cornu *et al.*, 2021). Deuxièmement, l'approche semi-quantitative utilisée repose en partie sur l'expertise de terrain, introduisant une part de subjectivité et limitant la reproductibilité. Troisièmement, le modèle simplifié mobilise un ensemble restreint d'indicateurs, ce qui peut réduire la sensibilité de certaines fonctions. Enfin, l'étude repose sur une photographie temporelle unique : les trajectoires de refonctionnalisation identifiées ne peuvent être confirmées sans un suivi multi-annuel.

6. Conclusion

Une évaluation de la santé des sols a été réalisée sur deux anciens sites de centrales thermiques, à partir de douze profils de sols sur lesquels ont été mesurés différents paramètres physiques, chimiques et biologiques. Une méthode originale de notation a été développée dans le cadre d'une approche fonctionnelle, permettant d'évaluer quatre fonctions essentielles du sol (stockage du carbone, réservoir pour la biodiversité, rétention et infiltration de l'eau, support de la production végétale) puis d'estimer la santé globale de chaque profil. L'application de ce modèle simplifié a mis en évidence une grande diversité des niveaux de santé des sols, y compris dans des milieux fortement marqués par les activités industrielles.

Trois grands facteurs expliquent la répartition observée entre les classes de santé : (i) les conditions pédoclimatiques et la nature des matériaux parentaux, (ii) les usages industriels successifs et leurs impacts (excavation, scellement, compactage, dépôts de matériaux), et (iii) les pratiques de gestion post-industrielles, telles que le démantèlement, les remaniements de sols ou l'évolution libre des Technosols. Malgré un haut degré d'anthropisation, certains sols ont présenté des niveaux de

fonctionnalité équivalents, voire supérieurs, à ceux des sols naturels faiblement perturbés, confirmant l'hypothèse selon laquelle l'artificialisation ne conduit pas systématiquement à une dégradation des fonctions écosystémiques.

Ces travaux montre également que les sols industriels sont des systèmes dynamiques, capables d'évoluer sous l'effet conjoint de la pédogenèse précoce et de la succession végétale. L'intégration des paramètres biologiques, en complément des mesures physico-chimiques, s'est révélée indispensable pour appréhender la complexité de ces trajectoires et mieux saisir les contrastes fonctionnels entre profils. Les organismes vivants (racines, macrofaune et micro-organismes) jouent un rôle déterminant dans les processus de structuration du sol, de recyclage du carbone et de stabilisation des nutriments.

Le modèle proposé repose sur un ensemble restreint d'indicateurs, ce qui constitue à la fois une force (lisibilité, applicabilité opérationnelle) et une limite (non-exhaustivité). Un équilibre reste donc à trouver entre la représentation de la complexité intrinsèque des Technosols et la nécessité de produire une évaluation fonctionnelle robuste, reproductible et utile pour les gestionnaires. Les résultats obtenus constituent une première étape méthodologique et serviront d'appui aux développements approfondis présentés dans le Chapitre suivant.

Chapitre 5 – Modèle 2 : Diagnostic fonctionnel de terrain – Sols de surface

1. Introduction

L'évaluation de la santé des sols repose sur une caractérisation intégrée de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques, permettant d'appréhender leur capacité à maintenir des processus écologiques essentiels (Arias *et al.*, 2005 ; Lehmann *et al.*, 2020). Dans les contextes industriels, cette évaluation se complexifie en raison de l'hétérogénéité des matériaux technogéniques, de la succession de perturbations anthropiques et de la forte variabilité spatiale qui caractérise ces milieux (Allory *et al.*, 2022 ; Cornu *et al.*, 2021). Les Technosols issus d'anciens usages industriels constituent ainsi des systèmes profondément transformés, dont les propriétés initiales, les trajectoires d'évolution et les dynamiques de refonctionnalisation restent encore peu documentées.

Dans le prolongement du Chapitre précédent, consacré à l'analyse fonctionnelle des profils de sols, le présent Chapitre applique une approche complémentaire centrée sur les 20 premiers centimètres du sol, correspondant aux sols de surface. L'objectif est d'examiner dans quelle mesure les indicateurs sélectionnés (voir Chapitre 2) peuvent être mobilisés pour évaluer la santé des sols à une échelle plus opérationnelle. Cette entrée par les sols de surface, largement utilisée dans les travaux sur la santé des sols, permet de capter plus directement les effets des usages récents, des pratiques de gestion et des dynamiques biologiques rapides, notamment dans les contextes fortement anthropisés.

Un diagnostic robuste de la santé des sols peut reposer sur un ensemble limité mais cohérent d'indicateurs physico-chimiques et biologiques (Rinot *et al.*, 2019). Cette idée structure notre démarche, qui vise à tester la capacité des indicateurs retenus à rendre compte des fonctions clés mobilisées dans ce manuscrit, conformément au cadre fonctionnel élaboré dans les Chapitres 1 et 2.

La démarche adoptée s'inspire des travaux qui ont montré, dans des contextes agricoles, qu'une combinaison d'analyses multivariées et d'une sélection raisonnée d'indicateurs permettait d'obtenir un jeu de données minimal mais pertinent (Obriot *et al.*, 2016). Il ne s'agit pas ici d'appliquer une « méthode Obriot » au sens strict, mais d'intégrer les principes mobilisés dans leur étude pour structurer une lecture fonctionnelle des sols. Dans ce Chapitre, ces principes sont opérationnalisés sous la forme d'un second modèle d'évaluation du fonctionnement des sols et de leurs niveaux de santé, basé sur une méthode quantitative statistique et fondé sur les indicateurs retenus au Chapitre 2. Le choix de travailler exclusivement sur les 20 premiers centimètres du sol procède également d'un positionnement méthodologique propre à ce manuscrit : il permet de contourner les limites inhérentes

à l'analyse en profondeur (faible réplicabilité des profils, variabilité verticale marquée, présence d'artéfacts), tout en conservant une lecture fonctionnelle cohérente.

Ainsi, une analyse centrée sur les sols de surface offre un jeu de données plus homogène et statistiquement exploitable, tout en restant alignée avec les objectifs fonctionnels définis précédemment. Le présent Chapitre vise donc à déterminer si les indicateurs mesurés dans les premiers centimètres du sol permettent d'identifier des gradients de fonctionnement cohérents avec les niveaux d'anthropisation, les types de Technosols et les usages passés mis en évidence au Chapitre 4. Cette étape contribue à vérifier la cohérence fonctionnelle observée dans l'analyse des profils et prépare la construction du troisième modèle, le modèle cognitif intégratif développé dans le Chapitre 6.

2. Matériels et méthodes

2.1. Echantillonnage des sols et mesures des paramètres

Dans le présent Chapitre, ce sont les mesures effectuées sur les échantillons de surface (prélevés à 0–20 cm de profondeur) lors de la campagne de terrain du diagnostic fonctionnel qui sont traitées. Le détail de l'échantillonnage et des analyses de ces échantillons de sols est décrit dans le Chapitre 3 de ce mémoire de thèse.

2.2. Approche de modélisation des fonctions du sol et de sa santé : méthode quantitative inspirée de Obriot *et al.*, 2016 à l'échelle des sols de surface

2.2.1. Création du Minimal Data Set

L'élaboration d'un jeu de données réduit ou minimum data set (MDS) est basée sur les paramètres mesurés lors de la campagne de terrain. Afin d'effectuer la sélection pour constituer le MDS du système de notation, chaque paramètre doit respecter les conditions suivantes : (i) être rattaché à une des fonctions de la santé des sols (voir Tableau 19) ; (ii) ne pas être corrélé à d'autres paramètres afin d'éviter des biais ou des doublons paramétriques ; (iii) présenter une contribution élevée à l'explication de la variabilité du jeu de données.

Il est important de préciser que, conformément à la démarche proposée par Obriot *et al.* (2016), ces critères n'ont pas été appliqués comme des filtres strictement éliminatoires. La pertinence fonctionnelle des paramètres a été considérée comme prioritaire, tandis que les critères statistiques (corrélations < 0,8 ; contributions > 1 %) ont été utilisés comme outils d'aide à la décision. Ainsi, certains paramètres présentant une contribution légèrement inférieure à 1 %, ou pour lesquels des corrélations modérées étaient observées, ont pu être conservés lorsqu'ils apportaient une information

écologique complémentaire essentielle à la caractérisation des fonctions. À l'inverse, les paramètres cumulant une faible contribution sur plusieurs axes, une forte redondance avec d'autres indicateurs et un faible intérêt fonctionnel ont été écartés. Cette approche garantit un MDS à la fois statistiquement robuste et écologiquement pertinent.

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé en utilisant le logiciel R (version 4.3, R Core Team, 2023). Des matrices de corrélation de Pearson, réalisées à l'aide du package « *Hmisc* » (Hollander et Wolfe, 1973), ont permis d'identifier les corrélations entre paramètres. Le pourcentage de contribution des paramètres à l'explication de la variabilité du jeu de données a été déterminé à l'aide d'une Analyse en Composantes Principales (ACP) en utilisant les packages « *factoextra* » (Kassambara et Mundt, 2020) et « *FactoMineR* » (Lê *et al.*, 2008).

2.2.2. Construction d'un référentiel d'interprétation pour l'évaluation du niveau de santé des sols

À la suite de la création de la liste des paramètres du MDS, un référentiel d'interprétation de ces indicateurs a été développé pour les fonctions de la santé des sols, qui regroupe les valeurs minimale, maximale et optimale de chaque indicateur conservé (

Tableau 15). Les types de réponse de ces valeurs ont été choisis sur la base de travaux et d'études (Birouste *et al.*, 2014 ; Birt et Bonnett, 2018 ; Brunner *et al.*, 2009 ; Burke *et al.*, 2011 ; Cébron *et al.*, 2011 ; Cherel *et al.*, 2016 ; Cousin *et al.*, 2025 ; Kövendi-Jakó *et al.*, 2019 ; Meyer *et al.*, 2013 ; Mills *et al.*, 2020 ; Riah-Anglet *et al.*, 2018 ; Samarajeewa *et al.*, 2017 ; Schwartz *et al.*, 2022 ; Sushko *et al.*, 2019 ; Vincent *et al.*, 2018a, 2018b ; Wang *et al.*, 2017 ; Yadav *et al.*, 2022), et certaines réponses ont été déterminées à dire d'expert.

Parmi les valeurs de ce référentiel, certaines ont été déterminées à partir du jeu de données de ce projet, tandis que les autres sont issues de la synthèse de la littérature pour divers contextes d'usage et de couvert du sol (urbain, industriel, prairie permanente, forêt, friche). L'utilisation des valeurs issues du jeu de données repose sur le fait que, pour plusieurs paramètres, les valeurs de référence trouvées dans la littérature ne sont pas adaptées aux sols industriels étudiés (niveaux d'anthropisation élevés, compositions granulométriques atypiques, teneurs particulières en artefacts, etc.).

Les types de courbes de réponse des paramètres, liés à leurs référentiels et fonctions, ont été identifiés à l'aide de la littérature et d'expertises (Figure 23). Les courbes de réponse se déclinent en trois catégories distinctes : « *More is better* », où plus la valeur d'un indicateur est élevée, plus celui-ci remplit efficacement son rôle dans la fonction étudiée ; « *Optimum is better* », qui implique qu'une valeur proche d'un niveau idéal permet à l'indicateur d'assurer au mieux son rôle dans la fonction

étudiée ; enfin, « *Less is better* », qui signifie qu'une valeur faible de l'indicateur correspond à une meilleure performance dans son rôle pour la fonction étudiée.

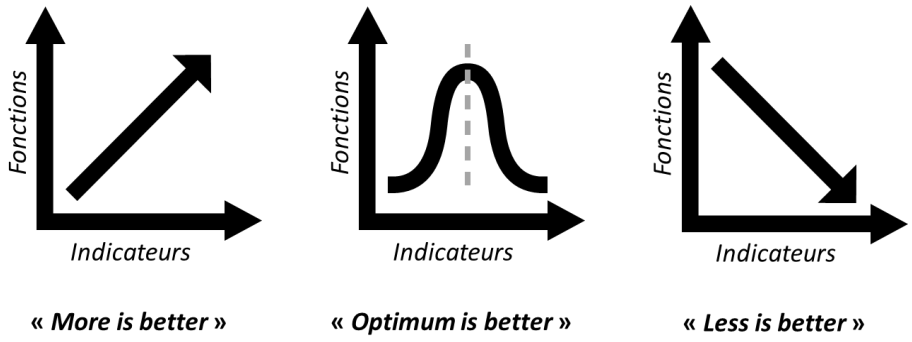


Figure 23. Types des courbes de réponses des indicateurs pour une fonction donnée (inspiré de Obriot et al., 2016)

Les experts mobilisés pour définir ces valeurs sont issus des domaines de la pédologie, de la microbiologie environnementale et de l'écologie des interactions sol–plante–microorganismes.

En parallèle, un « sol de référence fictif » a été constitué sur la base des valeurs maximales, minimales et optimales de chaque paramètre, afin de disposer d'un repère supplémentaire dans les analyses. Il s'agit d'un sol théorique construit à partir des valeurs du référentiel et non d'un sol réel. Ce sol de référence fictif sert de point d'ancrage et de référence comparative dans la structure multivariée, ce qui permet de visualiser la position relative des sols étudiés.

2.2.3. Normalisation et pondération des données

Le système de notation nécessite que les données de chaque paramètre soient normalisées et pondérées en fonction du type de courbe de réponse et selon les fonctions de la santé des sols considérées. De ce fait, les données de chaque paramètre ont été normalisées dans un premier temps à l'aide des valeurs minimales, maximales et optimales du référentiel d'interprétation (Tableau 16).

Dans un second temps, la pondération des paramètres a été réalisée à partir d'ACP, effectuées séparément pour chacune des fonctions du sol étudiées.

Tableau 15. Référentiel d'interprétation des paramètres associés au type de réponse et aux valeurs minimale, maximale et optimale selon la fonction considérée. Les paramètres en gras sont les paramètres dont les valeurs minimale et maximale sont issues du jeu de données de la thèse. Lettres des références allant de a à u suivent l'ordre suivant (Birouste et al., 2014 ; Birt et Bonnett, 2018 ; Brunner et al., 2009 ; Burke et al., 2011 ; Cébron et al., 2011 ; Cherel et al., 2016 ; Cousin et al., 2025 ; Kövendi-Jakó et al., 2019 ; Meyer et al., 2013 ; Mills et al., 2020 ; Riah-Anglet et al., 2018 ; Samarajeewa et al., 2017 ; Schwartz et al., 2022 ; Sushko et al., 2019 ; Vincent et al., 2018a, 2018b ; Wang et al., 2017 ; Yadav et al., 2022).

Fonctions	Paramètres (unités)	Type de réponse	Sources des réponses	Valeurs		
				minimale	*maximale*	*optimale*
Stockage de carbone	**Fraction grossière (%)**	Less is better	q	0,22	55,10	
	Carbone organique ($g.kg^{-1}$)	More is better	q	1,10	5,41	
	Masse volumique apparente ($g.cm^{-3}$)	More is better	q	0,54	1,58	
	Activité enz. de la βGLU ($nmol.min^{-1}.g_{sol\ sec}^{-1}$)	Less is better	g ; p ; o ; d ; i	0,10	42,88	
	Respiration microbienne basale ($\mu g\ C\text{-}CO_2.h^{-1}.g^{-1}$)	Less is better	s ; e ; g ; p ; r ; i ; b	0,32	1,18	
	Densité de tissu racinaire ($g.cm_{racine}^{-3}$)	More is better	h ; k ; a ; c	0,01	1,00	
Réservoir pour la biodiversité	**Fraction grossière (%)**	Less is better	q	0,22	55,10	
	Abondance totale fonctionnelle de la macrofaune ($ind.100m^{-2}$)	More is better	s ; t	1	24	
	Abondance totale de la nématofaune ($ind.g^{-1}$)	More is better	g	3,37	26,05	
	Richesse taxonomique bactérienne (nb ASV)	More is better	g	282	390	
	Richesse fonctionnelle de la macrofaune ($ind.100m^{-2}$)	More is better	g	1	8	
	Richesse fonctionnelle de la nématofaune ($ind.100g^{-1}$)	More is better	s ; t	0,85	2,12	
	Richesse taxonomique végétale (nb taxon)	More is better	v ; l ; n	4	20	
	Indice de structure de la nématofaune	More is better	g	1	98	
	Indice d'enrichissement de la nématofaune	Optimum	g	25	75	50
	Indice de maturité de la nématofaune	More is better	g	1,77	3,85	
	pH	Optimum	q	5,5	8,5	7
	Rapport C/N	Optimum	q	8	20	10
	Réserve utile (mm)	More is better	expertise	8,31	33,87	

Fonctions	Paramètres (unités)	Type de réponse	Sources des réponses	Valeurs		
				minimale	*maximale*	*optimale*
	Densité de tissu racinaire (g.cm$_{racine}^{-3}$)	More is better	h ; k ; a ; c	0,013	0,998	
	Longueur racinaire spécifique (m.g^{-1})	More is better	k ; c ; h; j	6,228	380,956	
	Taux de recouvrement de la végétation (%)	More is better	expertise	7,5	85	
Rétention et infiltration de l'eau	**Fraction grossière (%)**	More is better	q	0,22	55,10	
	Carbone organique (g.kg^{-1})	More is better	q	1,10	5,41	
	Diamètre moyen racinaire (mm)	More is better	h ; k	0,19	0,56	
	Masse volumique apparente (g.cm^{-3})	Optimum	q	0,8	1,7	1
	Pente (%)	Less is better	q	0,10	1,00	
	Réserve utile (mm)	More is better	expertise	8,31	33,87	
	Longueur racinaire spécifique (m.g^{-1})	More is better	k ; c ; h; j	6,23	380,96	
Support de production végétale	**Fraction grossière (%)**	Less is better	q	0,22	55,10	
	Activité enz. de la BGLU (nmol.min^{-1}.g$_{sol\ sec}^{-1}$)	More is better	g ; p ; o ; d ; i	0,10	42,88	
	Capacité d'échange cationique (méq.100g^{-1})	More is better	q	5,64	17,98	
	Diamètre moyen racinaire (mm)	Optimum	h ; k; j	0,1	0,5	0,3
	Masse volumique apparente (g.cm^{-3})	Optimum	q	0,8	1,7	1
	Azote total (g.kg^{-1})	Optimum	q	2	20	15
	Indice de la voie de décomposition de la MO de la nématofaune	Optimum	g	0,25	0,95	0,65
	Indice d'enrichissement de la nématofaune	Optimum	g	25	75	50
	Quantité de gène *amoA* (10^3 copies.g$_{sol\ sec}^{-1}$)	More is better	i ; u ; m ; h	6,06	2395,09	
	Quantité de gène *nirS* (10^6 copies.g$_{sol\ sec}^{-1}$)	More is better	i	0,02	15,75	
	pH	Optimum	q	5,5	8,5	7
	Rapport C/N	Optimum	q	8	20	10
	Réserve utile (mm)	More is better	expertise	8,31	33,87	
	Densité de tissu racinaire (g.cm$_{racine}^{-3}$)	More is better	h ; k ; a ; c	0,01	1,00	
	Longueur racinaire spécifique (m.g^{-1})	More is better	k ; c ; h; j	6,23	380,96	
	Taux de recouvrement de la végétation (%)	More is better	expertise	7,50	85,00	
	Phosphore disponible pour les plantes (g.kg^{-1})	Optimum	q	0,04	0,1	0,06
	$CaCO_3$ total (g.kg^{-1})	Less is better	f	20,00	297,00	

Tableau 16. Calculs et conditions de normalisation des données (n) des paramètres avec les valeurs minimale (x_{min}), maximale (x_{max}) et optimale (x_{opt}) du référentiel d'interprétation par rapport aux types de courbe réponse (n_norm : donnée n normalisée d'un paramètre).

Types de courbe de réponse	**« *More is better* »**	**« *Optimum is better* »**		**« *Less is better* »**
Calculs et conditions de calcul	$n_norm = n / x_{max}$	Si $n < x_{opt}$	Si $n > x_{opt}$	$n_norm = x_{min} / n$
		$n_norm = n / x_{opt}$	$n_norm = x_{opt} / n$	

Pour chaque fonction, l'ACP a été réalisée sur les données normalisées des paramètres qui lui sont associés. L'objectif de cette étape est de déterminer la contribution de chaque paramètre à l'organisation du nuage de points de l'ACP, contribution ensuite utilisée pour établir le poids final attribué à chaque paramètre dans la fonction considérée. Ainsi, l'information de pondération provient directement de la capacité du paramètre à expliquer la variabilité observée dans l'espace multivarié de la fonction.

Les ACP ont été effectuées sur les données normalisées de chaque paramètre associé aux fonctions. La pondération a été réalisée en plusieurs étapes de calcul pour chacune des fonctions de la santé des sols considérées (Figure 24) :

i. Les axes des ACP qui présentaient des eigenvalues (voir Notes) supérieures à 1 ont été conservés
ii. Les variances de chaque axe conservé ont été divisées par la variance cumulée la plus élevée, ce qui a permis d'obtenir les eigenvalues modifiées (Em) de chaque axe conservé
iii. Les eigenvectors (Ev, voir Notes) de chaque paramètre de chaque axe conservé ont été élevés au carré (Ev^2)
iv. Les Ev^2 de chaque paramètre ont été multipliés par la Em de chaque axe correspondant ($Ev^2 \times Em$)
v. Pour chaque paramètre, les valeurs $Ev^2 \times Em$ de chaque axe ont été additionnées et multipliées par 100 afin d'obtenir le poids (%P) de chaque paramètre dans la description de la fonction de la santé des sols considérée

Notes *: En ACP, les eigenvectors (ou vecteurs propres) et les eigenvalues (ou valeurs propres) constituent des outils mathématiques essentiels pour transformer et interpréter les données. Les eigenvectors représentent les directions orthogonales selon lesquelles les données présentent le plus de variance. Ils définissent ainsi les axes des nouvelles variables, appelées composantes principales (ou axes). Chaque eigenvector est associé à une eigenvalue, qui mesure l'importance de la composante principale correspondante : plus cette valeur est élevée, plus la composante explique une part significative de la variance totale des données. En classant les composantes principales par ordre décroissant de leurs eigenvalues, l'ACP permet de réduire la dimensionnalité des données tout en*

conservant l'information la plus pertinente. Ces concepts sont au cœur de la méthode, offrant une représentation simplifiée et interprétable des structures sous-jacentes des données.

2.2.4. Calcul des scores fonctionnels de chaque fonction des sols (SF), des scores fonctionnels globaux (SFG) de chaque sol étudié et de leurs scores fonctionnels totaux (SFT)

Le score fonctionnel (SF) de chaque réplicat de sols a été obtenu en faisant la somme des produits de la valeur normalisée de chaque paramètre par leur poids divisé par 100. Chaque SF de ces réplicats a ensuite été normalisé par le SF maximum de l'ensemble des SF. Enfin, les scores fonctionnels globaux (SFG) ont été obtenus par la moyenne des SF des réplicats de chaque sol (Figure 25). Enfin, les scores fonctionnels totaux (SFT) ont été obtenus par la somme des SFG, puis normalisé par le SFG maximum de l'ensemble des SFG.

2.3. Traitement de données

Les indices de diversité des relevés botaniques et de la macrofaune ont été calculés à l'aide du logiciel R version 4.3.2 (2023-10-31) en utilisant le package « *vegan* » (Fisher *et al.*, 1943 ; Hurlbert, 1971 ; Jost, 2007). À l'aide du même logiciel, des comparaisons de moyennes sur les données biologiques (nématofaune exclue) ont été effectuées en utilisant, après vérification de la normalité des données (Royston, 1982a, 1982b, 1995) et de l'homoscédasticité des variances (Bartlett, 1937), les tests statistiques et post-hoc paramétriques de Welch (Welch, 1951) et de comparaison paramétrique (test post-hoc de Tuckey) par paire via une régression linéaire multiple (package « *emmean* ») ; sinon les test statistiques et post-hoc non paramétriques de Kruskal-Wallis (Hollander et Wolfe, 1973) et de Student-Newman-Keuls (Hsu, 1996 ; Steel *et al.*, 1997), du package « *agricolae* », ont été appliqués.

Pour les paramètres mesurés en simplicat, ils ont été décrits par leur valeur minimale et maximale afin de préciser leur plage de données, ainsi que par leur médiane et leur écart interquartile (IQR), dans l'objectif d'illustrer la dispersion de ces données.

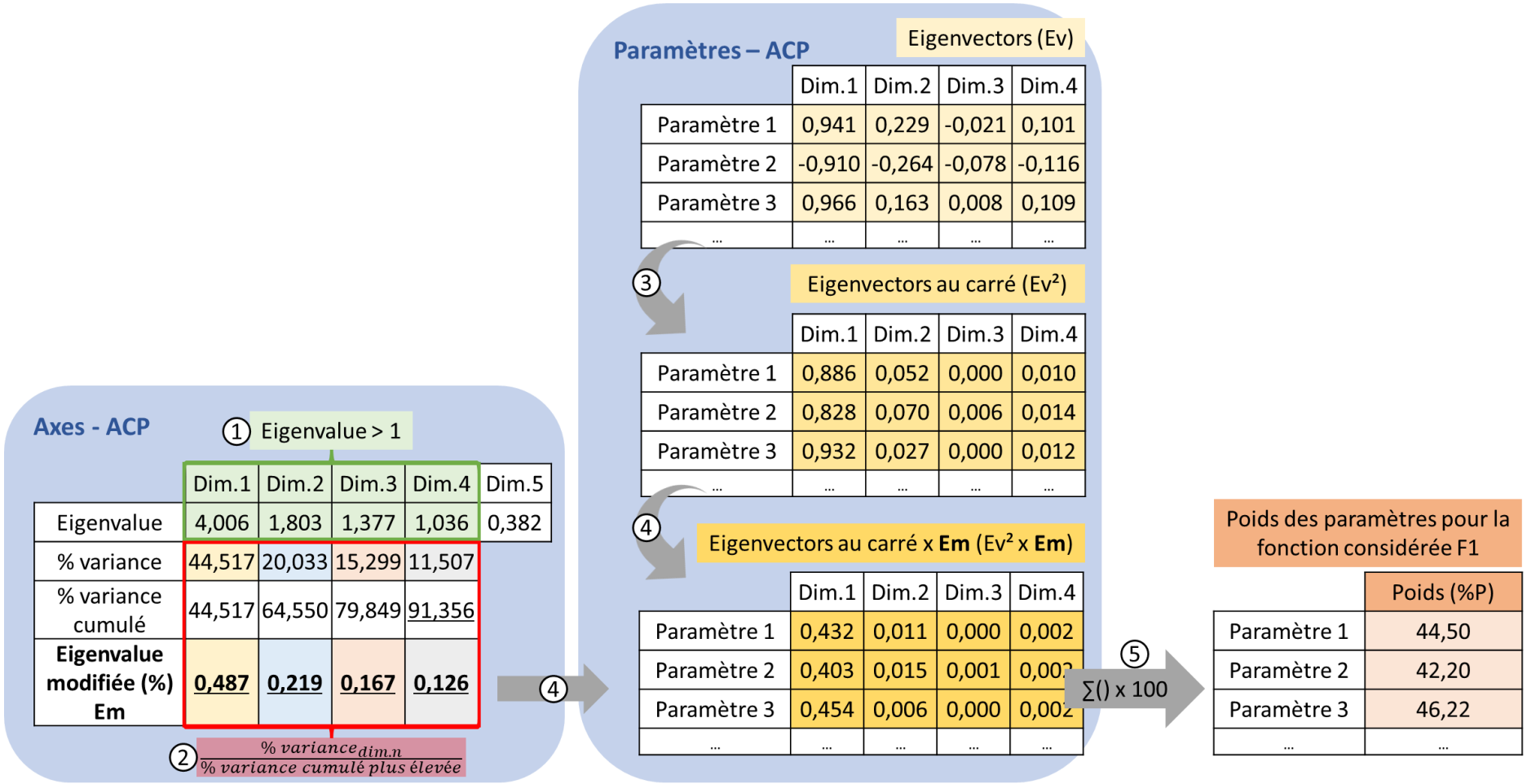


Figure 24. Schéma conceptuel des étapes de calcul de la pondération des paramètres pour chaque fonction de la santé des sols (Em : Eigenvalue modifiée des axes de l'ACP d'une fonction de la santé des sols en % ; Ev : Eigenvectors des paramètres de l'ACP d'une fonction de la santé des sols ; Ev² : eigenvectors des paramètres de l'ACP d'une fonction de la santé des sols élevés au carré).

Poids des paramètres pour les fonctions considérées F1 et F2

	P pour F1	P pour F2	…
Paramètre 1	P_1	P_1	…
…	…	…	…
Paramètre x	P_x	P_x	…

Fonctions	**Sols**	**Réplicats sols**	**Paramètre 1**	…	**Paramètre x**	**Score fonctionnel ($SF_{n-\ Sol\ x}$)**	**Score fonctionnel global ($SFG_{-\ Sol\ x}$)**
F1	A	A1	A1_n1_norm	…	A1_n_x_norm	**$SF_{1-\ Sol\ A}$** = Moyenne (A1_n1_norm x P_1+…+ A3_n_x_norm x P_x)	**$SFG_{-\ Sol\ A}$** = Moyenne (**$SF_{1-\ Sol\ A}$**; **$SF_{2-\ Sol\ A}$**; …)
	A	A2	A2_n1_norm	…	A2_n_x_norm		
	A	A3	A3_n1_norm	…	A3_n_x_norm		
F2	A	A1	A1_n1_norm	…	A1_n_x_norm	**$SF_{2-\ Sol\ A}$** = Moyenne (A1_n1_norm x P_1+…+ A3_n_x_norm x P_x)	
	A	A2	A2_n1_norm	…	A2_n_x_norm		
	A	A3	A3_n1_norm	…	A3_n_x_norm		
…	…	…	…	…	…	…	…

Figure 25. Schéma conceptuel des calculs des scores fonctionnels de chacune des fonctions de la santé des sols et du score fonctionnel global de chaque sol étudié (n_x_norm : valeur normalisée d'un paramètre x ; P_x : poids d'un paramètre x pour une fonction donnée)

3. Résultats

3.1. Paramètres physiques et chimiques des sols de surface

Les propriétés physiques des sols de surface ont présenté une forte variabilité (Tableau 17). La teneur totale en fraction grossière (FG) s'est étendue de 0,2 à 55 %, avec trois classes définies selon les seuils retenus de distinction entre les sols : des sols à faible FG (<10 %), des sols intermédiaires (10–25 %) et des sols à FG élevée (>25 %). La FG a été composée d'artefacts grossiers (Artef), d'éléments minéraux grossiers (EGmin) et d'éléments organiques grossiers (EGorg), dont les proportions ont varié selon les sols.

Les sols ont présenté des pentes généralement nulles, à l'exception de deux sols (1 % pour AAD et 0,5 % pour ACD3). La masse volumique apparente (MVA) a varié entre 0,5 et 1,6 $g.cm^{-3}$, tandis que la réserve utile (RU) pour les plantes sur les 20 premiers centimètres du sol s'est étendue de 8 à 34 mm.

La majorité des sols a présenté une texture équilibrée, tandis que trois sols ont montré une texture sableuse et un sol a montré une texture limoneuse. La structure a été principalement grumeleuse (9 sols sur 12), tandis que deux sols ont présenté une structure particulaire et un sol a présenté une structure polyédrique fine.

Quant aux paramètres chimiques, ils ont été également variables (Tableau 18). Le pH a varié entre 7,9 et 8,9. Les teneurs en carbone organique (C_{org}) et en azote total (N_{tot}) se sont étendues respectivement de 11 à 54 $g.kg^{-1}$ et de 0,6 à 3,1 $g.kg^{-1}$, entraînant des rapports C/N compris entre 11 et 46. Le phosphore assimilable (P_{Olsen}) a varié entre 0,01 et 0,14 $g.kg^{-1}$, et les teneurs en $CaCO_3$ sont allées de 20 à 297 $g.kg^{-1}$. Enfin, la capacité d'échange cationique (CEC) s'est étendue de 5,6 à 18 méq.100 g^{-1}.

L'ensemble des valeurs détaillées pour les paramètres physico-chimiques est présenté dans le Tableau 17 et Tableau 18.

Tableau 17. Ensemble des données des sols de surface pour les paramètres physiques. FG : fraction grossière ; Artef : artefacts grossiers ; EGmin : éléments minéraux grossiers ; EGorg : éléments organiques grossiers ; MVA : masse volumique apparente ; Reserve : réserve utile en eau. Chaque paramètre est associé à ces valeurs minimale (Min), maximale (Max), médiane et intervalle interquartile (IQR). NA : Non Applicable.

Sols	FG (%)	Artef (%)	EGmin (%)	EGorg (%)	MVA ($g.cm^{-3}$)	Pente (%)	RU (mm)	Texture	Structure
AAD	18,2	2,1	15,2	1	0,8	1	8,7	Equilibré	Grum.
AC	11,3	1,2	9,3	0,8	1,1	0	10,6	Equilibré	Grum.
ACD1	27,6	0,1	27,5	0	1,3	0	8,9	Equilibré	Particulaire
ACD2	25,8	2,5	23,2	0,2	1,6	0	8,3	Sableux	Grum.
ACD3	23	4,2	18,3	0,6	1	0,5	10	Sableux	Grum.
APF	55,1	23	31,9	0,2	1,4	0	33	Equilibré	Grum.
BAD1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,9	0	27,4	Equilibré	Grum.
BAD2	0,2	0,1	0	0,1	0,8	0	33,3	Limoneux	Particulaire
BBAD	23,8	23,1	0,5	0,2	1,3	0	16,9	Equilibré	Grum.
BC	0,6	0,3	0,1	0,2	0,5	0	12,4	Equilibré	Grum.
BOD	27	7,8	18,7	0,6	1,4	0	9,3	Equilibré	Grum.
BPF	55,1	1,5	53,4	0,2	1,4	0	33,9	Sableux	Polyédrique fine
Min – Max / Médiane / (IQR)	0,2–55,1 / 23,4 / (IQR : 8,6–27,2)	0,1–23,1 / 1,8 / (IQR : 0,3–5,1)	0–53,4 / 16,7 / (IQR : 0,4–24,2)	0,04–0,99 / 0,18 / (IQR : 0,16–0,56)	0,5–1,6 / 1,2 / (IQR : 0,9–1,4)	0–1 / - / -	8,3–33,9 / 11,5 / (IQR : 9,2–28,8)	NA	NA

Tableau 18. Ensemble des données des sols de surface pour les paramètres chimiques. C_{org} : concentration en carbone organique ; N_{tot} : concentration en azote total ; P_{Olsen} : concentration en phosphore disponible pour les plantes mesurée par la méthode Olsen ; $CaCO_3$: concentration totale en carbonate ; CEC : capacité d'échange cationique.

Sols	pH	C_{org} ($g.kg^{-1}$)	N_{tot} ($g.kg^{-1}$)	C/N	P_{Olsen} ($g.kg^{-1}$)	$CaCO_3$ ($g.kg^{-1}$)	CEC ($méq.100g^{-1}$)
AAD	8,17	34,9	3,1	11,2	0,06	76	14,6
AC	8,21	46,1	2,7	17,1	0,06	118	14,6
ACD1	8,67	14	1	13,9	0,02	202	6,5
ACD2	8,64	13,1	0,8	16	0,01	216	5,6
ACD3	8,46	24,8	1,5	16,4	0,05	230	8,7
APF	8,6	21,4	1,5	14,7	0,02	297	12,7
BAD1	8,7	54,1	1,2	45,9	0,09	24	8,4
BAD2	8,35	51,1	1,5	34,5	0,14	30	11,5
BBAD	8,4	42,7	1,4	30,3	0,06	33	6,4
BC	7,93	29,4	2,5	11,6	0,07	20	18
BOD	8,87	11	0,6	19,6	0,02	202	8
BPF	8,74	34,4	1	34,7	0,01	285	10,8
Min – Max / Médiane / (IQR)	7,9–8,9 / 8,5 / (IQR : 8,3–8,7)	11–54,1 / 39,1 / (IQR : 19,6–43,6)	0,6–3,1 / 1,5 / (IQR : 1,0–1,8)	11,2–45,9 / 16,8 / (IQR : 14,5–31,4)	0,01–0,14 / 0,05 / (IQR : 0,02–0,06)	20–297 / 160 / (IQR : 32,3–219,5)	5,6–18 / 9,7 : (IQR : 7,7–13,2)

3.2. Paramètres biologiques des sols de surface

3.2.1. Végétation

Le taux de recouvrement végétal a varié de 69 à 100 %, avec une moyenne de 94,6 ± 8,5 %, et n'a pas différé entre les sols (Kruskal–Wallis, $p > 0,05$).

La richesse spécifique herbacée a varié entre 4 et 20 taxons (moyenne : 10,4 ± 4,1) et a différé significativement selon les sols (Welch, $p < 0,001$). L'indice de Simpson a varié de 0 à 0,92 (moyenne : 0,48 ± 0,26) et a présenté également des différences significatives entre sols (Welch, $p < 0,01$).

Concernant les traits racinaires, le diamètre moyen racinaire a varié entre 0,19 et 0,56 mm (moyenne : 0,32 ± 0,09 mm) et a différé significativement entre sols (Welch, $p < 0,001$). La matière sèche racinaire (MSR) a varié entre 61,0 et 487,2 $g.g^{-1}$ (moyenne : 265,6 ± 85,6 $g.g^{-1}$) et a différé selon les sols (Welch, $p < 0,001$). La densité de tissu racinaire (DTR) a varié de 0,01 à 1,00 $g.cm^{-3}$ (moyenne : 0,37 ± 0,23 $g.cm^{-3}$) et a différé entre sols (Welch, $p < 0,01$). Enfin, la longueur spécifique racinaire (LSR) a varié entre 6,2 et 381,0 $m.g^{-1}$ (moyenne : 81,2 ± 83,4 $m.g^{-1}$) et a présenté des différences significatives entre sols (Kruskal–Wallis, $p < 0,01$).

Les valeurs détaillées (moyennes, écarts-types) sont présentées dans le Tableau 19.

3.2.2. La communauté microbienne

3.2.2.1. La respiration microbienne du sol

La respiration microbienne basale a varié entre 0,4 et 1,2 µg CO_2-C·kg^{-1} sol sec·h^{-1}, avec une moyenne de 0,6 ± 0,2 µg CO_2-C·kg^{-1} sol sec·h^{-1}. Les valeurs ont différé significativement entre sols (Kruskal–Wallis, $p < 0,05$).

La respiration microbienne induite a varié de $0,64 \times 10^{-3}$ à $4,30 \times 10^{-3}$ µg CO_2-C·kg^{-1} sol sec·h^{-1}, avec une moyenne de $1,81 \pm 1,08 \times 10^{-3}$ µg CO_2-C·kg^{-1} sol sec·h^{-1}. Les différences ont été également significatives entre sols (Kruskal–Wallis, $p < 0,01$).

Les valeurs détaillées (moyennes, écarts-types) sont présentées dans le Tableau 20.

Tableau 19. Ensemble des données des sols de surface pour les paramètres végétaux et racinaires. MSR : teneur en matière sèche racinaire ; DLR : densité de longueur racinaire ; DMR : densité de masse racinaire ; DTR : densité de tissu racinaire ; LSR : longueur spécifique racinaire. Format des données : moyenne ± écart-type. Des lettres différentes indiquent qu'il y a une différence entre deux sols (p < 0,05). Tuckey : comparaison paramétrique par paire via une régression linéaire multiple ; SNK : comparaison non paramétrique par paire de Student-Newman-Keuls.

Sols	Taux de recouvrement végétal (%)	Richesse spécifique végétale (nb taxons)	Indice de Simpson végétal	Diamètre moyen racinaire (mm)	MSR ($g_{racine\ sèche} \cdot g_{racine\ fraîche}^{-1}$)	DTR ($g.cm_{racine}^{-3}$)	LSR ($m.\ g_{racine}^{-1}$)
AAD	86,7 ± 15,3	15,0 ± 1,7 de	0,6 ± 0,1 ab	0,3 ± 0,02 ab	258 ± 30 abc	0,4 ± 0,1 ab	58,2 ± 20,4 ab
AC	68,3 ± 18,9	12,3 ± 4,9 cde	0,8 ± 0,1 b	0,4 ± 0,03 ab	296 ± 33 abc	0,6 ± 0,1 ab	17,2 ± 4,6 b
ACD1	43,3 ± 11,5	11,7 ± 0,6 bcd	0,7 ± 0,1 b	0,2 ± 0,05 ab	221 ± 34 abc	0,3 ± 0,08 ab	99,9 ± 70,4 ab
ACD2	23,3 ± 10,4	12,3 ± 1,2 cde	0,4 ± 0,1 ab	0,3 ± 0,05 ab	280 ± 46 abc	0,3 ± 0,13 ab	62,3 ± 17,7 ab
ACD3	63,3 ± 35,1	18,0 ± 2,6 e	0,4 ± 0,3 ab	0,4 ± 0,01 ab	230 ± 32 abc	0,3 ± 0,03 ab	27,6 ± 3,5 b
APF	61,7 ± 12,6	8,3 ± 2,1 abc	0,3 ± 0,1 ab	0,2 ± 0,01 a	153 ± 28 a	0,1 ± 0,01 a	203,7 ± 34,9 a
BAD1	23,3 ± 5,8	8,0 ± 1,0 abc	0,5 ± 0,2 ab	0,3 ± 0,01 ab	278 ± 9 abc	0,4 ± 0,14 ab	45,0 ± 24,0 b
BAD2	10,0 ± 5,0	8,3 ± 0,6 abc	0,3 ± 0,2 ab	0,4 ± 0,04 b	374 ± 74 c	0,5 ± 0,20 ab	16,1 ± 10,7 b
BBAD	28,3 ± 2,9	8,3 ± 1,2 abc	0,5 ± 0,2 ab	0,4 ± 0,20 b	371 ± 102 bc	0,1 ± 0,15 a	208,7 ± 149,6 a
BC	31,7 ± 41,9	4,3 ± 0,6 a	0,1 ± 0,1 a	0,4 ± 0,03 b	355 ± 34 bc	0,7 ± 0,26 b	11,5 ± 5,1 b
BOD	35,0 ± 13,2	12,0 ± 2,6 bcde	0,6 ± 0,3 ab	0,3 ± 0,05 ab	214 ± 36 ab	0,2 ± 0,13 ab	106,3 ± 62,1 ab
BPF	8,3 ± 5,8	6,0 ± 1,7 ab	0,6 ± 0,3 ab	0,3 ± 0,09 ab	156 ± 94 a	0,4 ± 0,43 ab	118,2 ± 100,3 ab
Test stats + post-hoc	Kruskal-Wallis, p > 0,05	Welch, p < 0,001 + Tuckey	Welch, p < 0,01 + Tuckey	Welch, p < 0,001 + Tuckey	Welch, p < 0,001 + Tuckey	Welch, p < 0,01 + Tuckey	Kruskal–Wallis, p < 0,01 + SNK

Tableau 20. Détails des respirations microbiennes basale et induite des sols de surface. Format des données : moyenne ± écart-type. Des lettres différentes indiquent qu'il y a une différence entre deux sols (p < 0,05). SNK : comparaison non paramétrique par paire de Student-Newman-Keuls.

Sols	Respiration microbienne (µg CO_2-C.kg sol $sec^{-1}.h^{-1}$)	
	Basale	*Induite*
AAD	1,10 ± 0,09 a	2,20 ± 0,50 c
AC	0,86 ± 0,02 b	3,32 ± 0,42 b
ACD1	0,64 ± 0,06 bc	1,99 ± 0,30 c
ACD2	0,70 ± 0,34 bc	2,00 ± 0,26 c
ACD3	0,47 ± 0,09 c	3,99 ± 0,50 a
APF	0,60 ± 0,02 bc	1,10 ± 0,08 d
BAD1	0,57 ± 0,23 bc	0,81 ± 0,44 d
BAD2	0,71 ± 0,05 bc	1,03 ± 0,21 d
BBAD	0,54 ± 0,06 bc	0,88 ± 0,25 d
BC	0,49 ± 0,05 c	2,63 ± 0,24 c
BOD	0,38 ± 0,06 c	0,73 ± 0,13 d
BPF	0,53 ± 0,08 bc	1,05 ± 0,25 d
Test stats + post-hoc	Kruskal–Wallis, p < 0,05 + SNK	Kruskal–Wallis, p < 0,01 + SNK

3.2.2.2. Activité enzymatiques extracellulaires

Les activités enzymatiques extracellulaires ont varié fortement entre les sols. De manière générale, le sol BC a présenté les niveaux d'activité les plus élevés pour l'ensemble des enzymes analysées (Tableau 21).

Tableau 21. Détails des activités enzymatique de l'Arylsulfatase (ARS), de la ß-glucosidase (B-GLU), de la N-acétyl-glucosamidase (NAG) et de la Phosphatase « neutre » (PHOS) des sols de surface. Format des données : moyenne ± écart-type. Des lettres différentes indiquent qu'il y a une différence entre deux sols (p-value < 0,05). SNK : comparaison non paramétrique par paire de Student-Newman-Keuls.

Sols	Activités enzymatiques (nmol.min^{-1}.$g_{sol\ sec}^{-1}$)			
	ARS	*ß-GLU*	*NAG*	*PHOS*
AAD	3,0 ± 1,1 bc	11,6 ± 1,9 c	0,6 ± 1,0 b	10,7 ± 5,4 bc
AC	2,7 ± 0,5 bcd	6,2 ± 3,3 d	0,0 ± 0,0 b	15,1 ± 6,2 bc
ACD1	2,0 ± 0,8 cde	14,7 ± 4,9 bc	1,2 ± 2,0 ab	14,0 ± 5,9 bc
ACD2	1,1 ± 1,2 cde	3,7 ± 2,4 d	0,0 ± 0,0 b	5,8 ± 5,0 bc
ACD3	4,6 ± 1,6 b	18,1 ± 7,6 b	0,2 ± 0,4 b	19,4 ± 5,2 b
APF	1,9 ± 1,9 cde	1,1 ± 1,2 d	0,0 ± 0,0 b	11,4 ± 11,5 bc
BAD1	0,3 ± 0,5 de	3,9 ± 2,7 d	0,0 ± 0,0 b	1,6 ± 0,7 c
BAD2	0,0 ± 0,0 e	0,0 ± 0,0 d	0,0 ± 0,0 b	0,4 ± 0,7 c
BBAD	0,2 ± 0,2 de	2,7 ± 0,2 d	0,0 ± 0,0 b	2,2 ± 2,6 c
BC	14,7 ± 1,1 a	40,5 ± 2,1 a	2,1 ± 0,9 a	38,1 ± 6,5 a
BOD	0,3 ± 0,2 de	1,9 ± 2,0 d	0,0 ± 0,0 b	4,0 ± 5,8 c
BPF	0,4 ± 0,4 de	1,0 ± 1,2 d	0,0 ± 0,0 b	11,0 ± 3,5 bc

Sols	Activités enzymatiques (nmol.min^{-1}.g$_{sol\ sec}^{-1}$)			
	ARS	*β-GLU*	*NAG*	*PHOS*
Test stats + post-hoc	Kruskal–Wallis, p < 0,01 + SNK	Kruskal–Wallis, p < 0,01 + SNK	Kruskal–Wallis, p < 0,05 + SNK	Kruskal–Wallis, p < 0,01 + SNK

L'activité de l'arylsulfatase (ARS) a varié entre 0 et 15,8 nmol·min^{-1}·g^{-1}, avec une moyenne de 2,6 ± 4,0 nmol·min^{-1}·g^{-1}. Les différences entre sols ont été significatives (Kruskal–Wallis, p < 0,01). L'activité de la β-glucosidase (β-GLU) a varié de 0 à 42,9 nmol·min^{-1}·g^{-1}, avec une moyenne de 8,8 ± 11,5 nmol·min^{-1}·g^{-1}, et a différé significativement entre sols (Kruskal–Wallis, p < 0,01). L'activité de la N-acétyl-glucosamidase (NAG) est demeurée faible, comprise entre 0 et 3,4 nmol·min^{-1}·g^{-1}, avec une moyenne de 0,3 ± 0,9 nmol·min^{-1}·g^{-1}. Les sols ont différé significativement (Kruskal–Wallis, p < 0,05). L'activité de la phosphatase neutre (PHOS) a varié entre 0 et 45,5 nmol·min^{-1}·g^{-1}, pour une moyenne de 11,1 ± 11,1 nmol·min^{-1}·g^{-1}, et a différé significativement selon les sols (Kruskal–Wallis, p < 0,01). Les valeurs détaillées (moyennes, écarts-types) sont présentées dans le Tableau 21.

3.2.2.3. Biomasse moléculaire, indices de diversité bactérienne et quantification de gènes liés au cycle de l'azote

La biomasse moléculaire, estimée par la concentration en ADN extrait, a varié entre 0,2 et 10,5 µg·g^{-1}, avec une moyenne de 1,3 ± 1,9 µg·g^{-1} (Tableau 22).

Tableau 22. Détails de la biomasse moléculaire, de la richesse taxonomique bactérienne, de l'indice inverse de Simpson bactérien et de la concentration en gène 16S de chaque sol de surface étudié. Format des données : moyenne ± écart-type. Des lettres différentes indiquent qu'il y a une différence entre deux sols (p-value < 0,05). Tuckey : comparaison paramétrique par paire via une régression linéaire multiple ; SNK : comparaison non paramétrique par paire de Student-Newman-Keuls.

Sols	Biomasse moléculaire (µgADN.g$_{sol\ sec}^{-1}$)	Richesse taxonomique bactérienne (nbre ASV)	Indice inverse de Simpson bactérien	Abondance de gène 16S (10^8 copies. g$_{sol\ sec}^{-1}$)
AAD	0,8 ± 0,1 b	316 ± 13,1 ab	38,4 ± 1,2 ab	6,1 ± 0,9 a
AC	0,7 ± 0,1 b	288 ± 6,7 a	27,2 ± 1,6 a	4,0 ± 0,6 a
ACD1	0,2 ± 0,0 b	328 ± 25,4 ab	48,0 ± 13,2 abc	1,7 ± 0,4 a
ACD2	0,4 ± 0,3 b	306 ± 18,5 ab	36,0 ± 3,8 ab	2,7 ± 1,9 a
ACD3	0,4 ± 0,2 b	319 ± 6,0 ab	41,6 ± 3,8 ab	3,3 ± 1,3 a
APF	0,4 ± 0,1 b	373 ± 15,8 b	56,0 ± 13,1 abc	4,1 ± 0,7 a
BAD1	1,5 ± 0,9 ab	347 ± 15,0 ab	78,9 ± 9,9 c	7,7 ± 3,9 a
BAD2	1,8 ± 2,0 ab	334 ± 14,7 ab	68,8 ± 16,4 bc	13,4 ± 15,2 a
BBAD	3,2 ± 1,4 ab	349 ± 48,2 ab	56,5 ± 19,9 abc	13,8 ± 6,7 a
BC	5,1 ± 4,9 a	318 ± 50,4 ab	41,9 ± 18,8 ab	20,5 ± 18,8 a
BOD	0,7 ± 0,5 b	307 ± 16,0 ab	30,2 ± 13,6 a	3,9 ± 4,1 a
BPF	0,8 ± 0,3 b	322 ± 11,5 ab	59,7 ± 3,7 abc	4,2 ± 0,9 a
Test stats + post-hoc	Kruskal–Wallis, p < 0,05 + SNK	Welch, p < 0,05 + Tuckey	Welch, p < 0,001 + Tuckey	Kruskal–Wallis, p < 0,05 + SNK

Les valeurs ont différé significativement entre sols (Kruskal–Wallis, $p < 0,05$). La richesse taxonomique bactérienne a varié de 282 à 390 ASV, pour une moyenne de 325 ± 30 ASV, et a différé significativement selon les sols (Welch, $p < 0,05$). L'indice inverse de Simpson a varié entre 14,5 et 88,0, avec une moyenne de 48,6 ± 18,2, et a présenté également des différences significatives entre sols (Welch, $p < 0,001$). Le nombre de copies du gène 16S a varié entre $1,0 \times 10^8$ et $41,9 \times 10^8$ copies·g^{-1}, avec une moyenne de $7,1 \pm 8,3 \times 10^8$ copies·g^{-1}. Les valeurs ont différé significativement (Kruskal–Wallis, $p < 0,05$). Les valeurs détaillées pour chacun de ces paramètres sont présentées dans le Tableau 22.

Quant aux gènes fonctionnels liés au cycle de l'azote, ils ont varié également entre les sols. Le gène *amoA* a été détecté entre 6,1 et $2395,1 \times 10^3$ copies·g^{-1}, pour une moyenne de $311,4 \pm 438,8 \times 10^3$ copies·g^{-1}, et a différé significativement entre sols (Kruskal–Wallis, $p < 0,05$). Le gène *narG* a varié entre 0 et $2,3 \times 10^9$ copies·g^{-1}, avec une moyenne de $0,3 \pm 0,4 \times 10^9$ copies·g^{-1}, et a présenté également des différences significatives (Kruskal–Wallis, $p < 0,05$). Les gènes *nirS* et *nosZ* ont varié respectivement de 0,02 à $15,75 \times 10^6$ copies·g^{-1} (moyenne : $2,20 \pm 2,81 \times 10^6$ copies·g^{-1}) et de 0,16 à $113,23 \times 10^5$ copies·g^{-1} (moyenne : $14,53 \pm 19,95 \times 10^5$ copies·g^{-1}). Dans les deux cas, les tests de Kruskal–Wallis ont indiqué des différences significatives entre sols ($p < 0,01$). Les valeurs détaillées des quatre gènes fonctionnels sont présentées dans le Tableau 23.

Tableau 23. Détails des concentrations en gènes fonctionnels liés au cycle de l'azote. amoA : ammoniac monooxygénase ; narG : nitrate réductase ; nirS : nitrite réductase ; nosZ : protoxyde d'azote réductase. Format des données : moyenne ± écart-type. Des lettres différentes indiquent qu'il y a une différence entre deux sols (p-value < 0,05). SNK : comparaison non paramétrique par paire de Student-Newman-Keuls.

Sols	**Concentrations en gènes fonctionnels (copies.g^{-1})**			
	amoA (× 10^3)	*narG* (× 10^9)	*nirS* (× 10^6)	*nosZ* (× 10^5)
AAD	343 ± 24 ab	0,25 ± 0,02 b	1,22 ± 0,14 a	10,3 ± 0,5 a
AC	114 ± 24,6 b	0,16 ± 0,04 b	0,86 ± 0,14 a	6,4 ± 1,2 a
ACD1	42,8 ± 32,1 b	0,11 ± 0,14 b	0,23 ± 0,18 a	2,0 ± 1,6 a
ACD2	103 ± 81,5 b	0,12 ± 0,08 b	0,58 ± 0,51 a	4,5 ± 3,4 a
ACD3	180 ± 86,7 b	0,19 ± 0,09 b	0,59 ± 0,20 a	6,1 ± 2,5 a
APF	121 ± 9,4 b	0,12 ± 0,02 b	0,65 ± 0,18 a	5,5 ± 1,5 a
BAD1	252 ± 131 ab	0,34 ± 0,18 ab	4,23 ± 2,23 a	18,1 ± 9,4 a
BAD2	431 ± 387 ab	0,56 ± 0,63 ab	6,84 ± 7,71 a	32,1 ± 39,2 a
BBAD	692 ± 474 ab	0,51 ± 0,23 ab	3,69 ± 1,79 a	24,3 ± 12,5 a
BC	1142 ± 1124 a	1,16 ± 1,06 a	5,51 ± 5,08 a	51,9 ± 53,9 a
BOD	170 ± 184 b	0,15 ± 0,14 b	1,19 ± 1,10 a	7,7 ± 7,9 a
BPF	146 ± 20,3 b	0,10 ± 0,02 b	0,81 ± 0,14 a	5,5 ± 1,1 a
Test stats + post-hoc	Kruskal–Wallis, p < 0,05 + SNK	Kruskal–Wallis, p < 0,05 + SNK	Kruskal–Wallis, p < 0,01 + SNK	Kruskal–Wallis, p < 0,01 + SNK

3.2.3. Nématofaune et macrofaune

L'abondance totale des communautés de nématodes a varié fortement entre les sols (Tableau 24). Trois classes d'abondance se sont distinguées : (i) des abondances inférieures à 1 000 individus·100 g^{-1} ; (ii) des valeurs comprises entre 1 000 et 2 000 individus·100 g^{-1} ; (iii) et des abondances supérieures à 2 000 individus·100 g^{-1}. Dans l'ensemble des sols, les nématodes bactérivores ont constitué le groupe dominant, suivis des phytophages, puis des prédateurs, tandis que les fongivores ont été généralement minoritaires.

Tableau 24. Détails des abondances totale et relative (bactérivore, fongivore, prédateur, phytoparasite, phytophage facultatif) et différents indices de la communauté de nématode des sols de surface. EI : indice d'enrichissement ; SI : indice de structure ; MI : indice de maturité ; IVD : indice de la voie de décomposition de la matière organique.

Sols	**Abondance (individus.100 g^{-1})**						**Indice de Shannon-Weaver**	**EI**	**SI**	**MI**	**IVD**
	Totale	*Bactérivore*	*Fongivore*	*Prédateurs*	*Phytoparasites*	*Phytophages facultatif*					
AAD	2419	681 (28,2 %)	99 (4,1 %)	0 (0 %)	1264 (52,3 %)	375 (15,5 %)	1,8	58	6	1,8	59
AC	1582	388 (24,5 %)	321 (20,3 %)	0 (0 %)	433 (27,4 %)	440 (27,8 %)	2,07	45	4	1,95	34
ACD1	1634	383 (23,4 %)	319 (19,5 %)	134 (8,2 %)	83 (5,1 %)	715 (43,8 %)	2,04	59	73	2,54	27
ACD2	1799	347 (19,3 %)	267 (14,8 %)	214 (11,9 %)	178 (9,9 %)	793 (44,1 %)	2,04	41	77	2,7	25
ACD3	2604	727 (27,9 %)	317 (12,2 %)	79 (3,0 %)	939 (36,1 %)	542 (20,8 %)	2,12	71	40	1,89	46
APF	472	289 (61,2 %)	84 (17,8 %)	5 (1,1 %)	15 (3,2 %)	79 (16,7 %)	1,8	33	69	2,49	77
BAD1	337	295 (87,5 %)	40 (11,9 %)	2 (0,6 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	0,94	43	5	1,89	88
BAD2	433	172 (39,7 %)	77 (17,8 %)	0 (0 %)	0 (0 %)	184 (42,5 %)	1,24	37	0	1,94	40
BBAD	1182	734 (62,1 %)	198 (16,8 %)	41 (3,5 %)	186 (15,7 %)	23 (1,9 %)	1,75	38	21	2,03	77
BC	2586	1545 (59,8 %)	172 (6,7 %)	34 (1,3 %)	366 (14,1 %)	469 (18,1 %)	1,97	81	49	1,77	71
BOD	503	74 (14,7 %)	32 (6,4 %)	7 (1,4 %)	154 (30,6 %)	236 (46,9 %)	1,9	57	31	2,02	22
BPF	2144	135 (6,3 %)	10 (0,5 %)	1912 (89,2 %)	10 (0,5 %)	77 (3,6 %)	0,85	26	40	3,85	61

Certains sols ont présenté néanmoins des structures communautaires atypiques, comme AAD, dominé par les phytophages, ou BPF, où les prédateurs ont représenté une grande part des individus.

Les indices dérivés ont varié également entre sols. L'indice d'enrichissement (EI) s'est étendu de 26 à 81, avec la majorité des sols comprise entre 25 et 75. L'indice de structure (SI) a été supérieur à 50 dans plusieurs sols, traduisant des communautés plus structurées. L'indice de maturité (MI) est resté globalement proche de la médiane générale (1,99), à l'exception du sol BPF où il a atteint une valeur nettement plus élevée. L'indice des voies de décomposition (IVD) a présenté des valeurs comprises entre 0,55 et 0,93. Quant à l'indice de Shannon–Weaver, il a varié entre 0,85 et 2,12, avec une répartition en trois classes : valeurs inférieures à 1,5, intermédiaires entre 1,5 et 2, et supérieures à 2 selon les sols. L'ensemble des abondances et indices de nématofaune est présenté dans le Tableau 24.

L'abondance totale des groupes fonctionnels de macrofaune a varié entre 0 et 24 individus·100 m^{-2}, avec une moyenne de 6,2 ± 6,8 individus·100 m^{-2}. Les différences entre sols ont été significatives (Kruskal–Wallis, $p < 0,01$). La richesse taxonomique a varié de 0 à 8 individus·100 m^{-2} (moyenne : 2,1 ± 2,0 individus·100 m^{-2}) et a différé également significativement selon les sols (Kruskal–Wallis, $p < 0,01$). L'indice de Simpson de la macrofaune a varié entre 0 et 1, avec une moyenne globale de 0,62 ± 0,33, et aucune différence significative n'a été détectée entre les sols (Kruskal–Wallis, $p > 0,05$). Les valeurs détaillées (moyennes, écart-types) pour l'ensemble des paramètres de macrofaune sont présentées dans le Tableau 25.

Tableau 25. Détails des abondances, richesses et indices de Simpson des groupes fonctionnels de la macrofaune des sols de surface. Format des données : moyenne ± écart-type. Des lettres différentes indiquent qu'il y a une différence entre deux sols (p < 0,05). SNK : comparaison non paramétrique par paire de Student-Newman-Keuls.

Sols	Abondance totale des groupes fonctionnels de la macrofaune (ind.100 m^{-2})	Richesse taxonomique des groupes fonctionnels de la macrofaune (ind.100 m^{-2})	Indice de Simpson de la macrofaune
AAD	12,3 ± 5,5 ab	3,3 ± 1,2 abcd	0,4 ± 0,2
AC	3,7 ± 2,5 c	1,7 ± 0,6 bcd	0,2 ± 0,2
ACD1	0,3 ± 0,6 c	0,3 ± 0,6 cd	0,7 ± 0,6
ACD2	1,0 ± 1,0 c	1,0 ± 1,0 cd	0,5 ± 0,5
ACD3	13,0 ± 3,6 ab	3,7 ± 1,2 abc	0,6 ± 0,1
APF	0,0 ± 0,0 c	0,0 ± 0,0 d	1,0 ± 0,0
BAD1	9,3 ± 5,9 bc	5,0 ± 2,7 a	0,7 ± 0,1
BAD2	2,7 ± 4,6 c	0,3 ± 0,6 cd	0,7 ± 0,6
BBAD	2,7 ± 3,1 c	1,7 ± 1,5 bcd	0,7 ± 0,3
BC	18,7 ± 6,1 a	4,7 ± 1,2 ab	0,7 ± 0,1
BOD	10,0 ± 3,6 bc	3,3 ± 1,5 abcd	0,5 ± 0,3
BPF	1,0 ± 1,7 c	0,7 ± 1,2 cd	0,8 ± 0,3

Sols	Abondance totale des groupes fonctionnels de la macrofaune (ind.100 m^{-2})	Richesse taxonomique des groupes fonctionnels de la macrofaune (ind.100 m^{-2})	Indice de Simpson de la macrofaune
Test stats + post-hoc	Kruskal–Wallis, $p < 0,01$ + SNK	Kruskal–Wallis, $p < 0,01$ + SNK	Kruskal–Wallis, $p > 0,05$

3.3. Fonctions de la santé des sols

3.3.1. Distribution des notes de l'ensemble du jeu de données

Les scores des différents paramètres calculés pour chacune des quatre fonctions étudiées ont été répartis en plusieurs classes (Figure 27). Sur les 1 692 scores calculés : 31 ont appartenu à la classe des scores nuls, 1 193 à celle des scores compris entre 0 et 0,2 ; 398 à la classe 0,2–0,3, 67 à la classe 0,3–0,5, et seulement 3 à la classe 0,5–0,6. Aucune valeur n'a été observée dans les classes supérieures (≥ 0,6). Cette distribution a indiqué une concentration des scores dans les classes les plus faibles, ce qui a reflété des niveaux de performance faibles à très faibles pour les fonctions considérées.

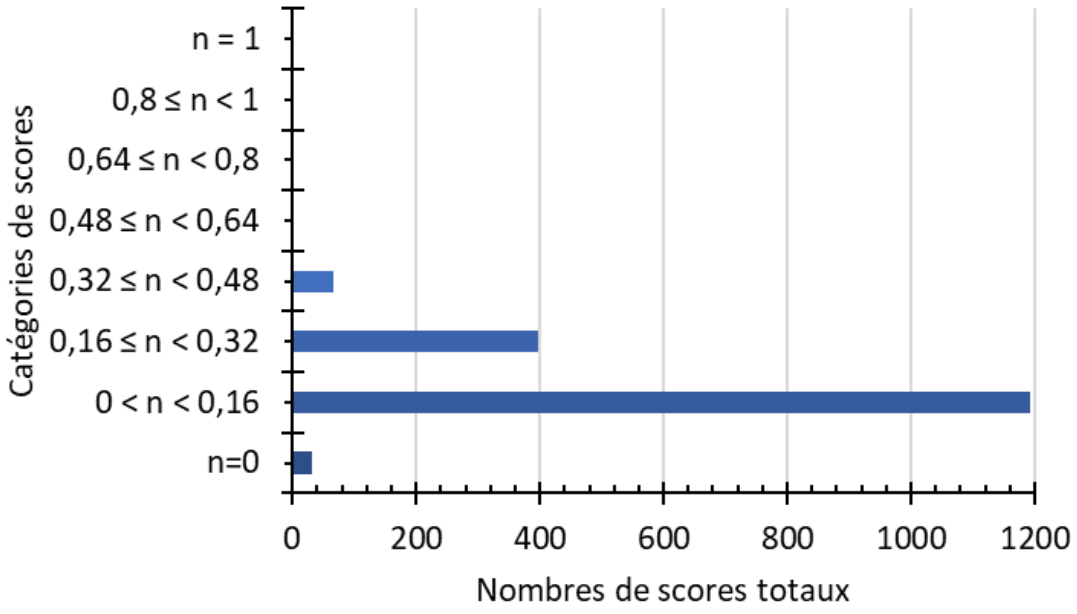


Figure 26. Distribution des scores obtenus par l'ensemble des paramètres évalués pour les quatre fonctions étudiées, répartis dans les différentes catégories de scores.

3.3.2. Paramètres sélectionnés pour constituer le jeu de données minimum (MDS)

Pour construire le Minimal Data Set (MDS) associé à chacune des quatre fonctions du sol (« Stockage du carbone », « Réservoir pour la biodiversité », « Rétention et infiltration de l'eau » et « Support de production végétale »), les paramètres retenus ont été identifiés à partir de la littérature et de l'expertise scientifique. Comme précisé dans la section 2.2.1, les trois critères de sélection inspirés

d'Obriot *et al.* (2016) ont été utilisés comme outils d'appui à la décision, et non comme filtres éliminatoires stricts. Ainsi, la pertinence fonctionnelle des indicateurs a été considérée prioritaire.

Les choix de paramètres finalement intégrés dans chacun des MDS ont reposé donc sur une combinaison raisonnée de critères statistiques et de pertinence écologique.

3.3.2.1. Fonction « Stockage du carbone »

Aucun des paramètres sélectionnés pour décrire cette fonction n'a présenté de corrélation supérieure à 0,8. Tous ont affiché une contribution > 1 % aux axes principaux, à l'exception de la fraction grossière, de la respiration microbienne basale et de la densité de tissu racinaire, qui ont présenté une contribution < 1 % pour un seul axe. Conformément à l'approche décrite en section 2.2.1, ces paramètres ont été conservés car ils ont apporté une information fonctionnelle complémentaire indispensable à la compréhension du stockage de carbone, malgré leur contribution statistique plus faible.

3.3.2.2. Fonction « Réservoir pour la biodiversité »

L'abondance de la macrofaune a présenté des corrélations > 0,8 avec l'abondance totale en nématodes ainsi qu'avec les richesses taxonomiques bactérienne et fonctionnelle de la macrofaune. L'abondance totale en nématodes a été elle-même corrélée à la richesse taxonomique bactérienne. La réserve utile a montré également des corrélations > 0,8 avec ces trois paramètres. Certains ont présenté une contribution < 1 % à l'ACP. Néanmoins, ces paramètres ont été conservés dès lors qu'ils ont apporté une information complémentaire et non redondante sur l'organisation fonctionnelle de la biodiversité des sols, ce qui est resté cohérent avec le choix de ne pas utiliser les critères de sélection comme filtres strictement éliminatoires.

3.3.2.3. Fonction « Rétention et infiltration de l'eau »

Aucun paramètre n'a présenté de corrélation > 0,8. Concernant les contributions, la réserve utile a présenté une contribution < 1 % sur le premier axe, et la fraction grossière ainsi que la longueur spécifique racinaire ont présenté une contribution < 1 % sur le deuxième axe. Là encore, tous les paramètres ont été conservés, car chacun a renseigné une dimension différente des propriétés hydrodynamiques des sols et leur complémentarité fonctionnelle a justifié leur maintien dans le MDS.

3.3.2.4. Fonction « Support de production végétale »

Tous les paramètres ont présenté des corrélations < 0,8, à l'exception de la réserve utile avec l'azote total et des gènes fonctionnels du cycle de l'azote. En ce qui concerne les contributions à la variabilité des données, l'activité NAG ainsi que les gènes *narG* et *nosZ* ont présenté des contributions < 1 % pour deux des trois axes principaux. Contrairement aux fonctions précédentes, ces indicateurs ont été écartés car ils ont cumulé trois limitations :

- Une contribution faible sur plusieurs axes,
- Une forte redondance avec d'autres paramètres du cycle de l'azote,
- Une pertinence fonctionnelle moindre pour décrire spécifiquement la fonction « Support de production végétale ».

De ce fait, ils n'ont plus répondu suffisamment aux critères combinés définis en section 2.2.1.

3.3.3. Scores fonctionnels globaux de « Stockage de carbone »

Les scores fonctionnels associés à la fonction « Stockage du carbone » ont présenté une forte variabilité entre les sols des deux sites (Figure 27 ; Figure 28), en cohérence avec les dispersions observées sur les valeurs brutes. Pour le site A, les radars ont montré des profils contrastés entre indicateurs (Figure 27) : la plupart des sols ont présenté plusieurs scores faibles et seulement quelques scores intermédiaires, globalement inférieurs à celui du sol de référence fictif. Pour le site B, les amplitudes de scores ont été globalement plus élevées, mais les profils sont restés hétérogènes (Figure 28). Certains sols ont affiché des scores élevés pour un nombre limité d'indicateurs, tandis que d'autres ont présenté des niveaux faibles pour plusieurs paramètres. Dans l'ensemble, les radars ont différé nettement de celui du sol de référence fictif, qui est demeuré plus équilibré. Le classement obtenu à partir des scores globaux s'est étendu de 0,39 (ACD1) à 0,98 (BAD2). Le sol de référence fictif a présenté un score moyen de 0,69.

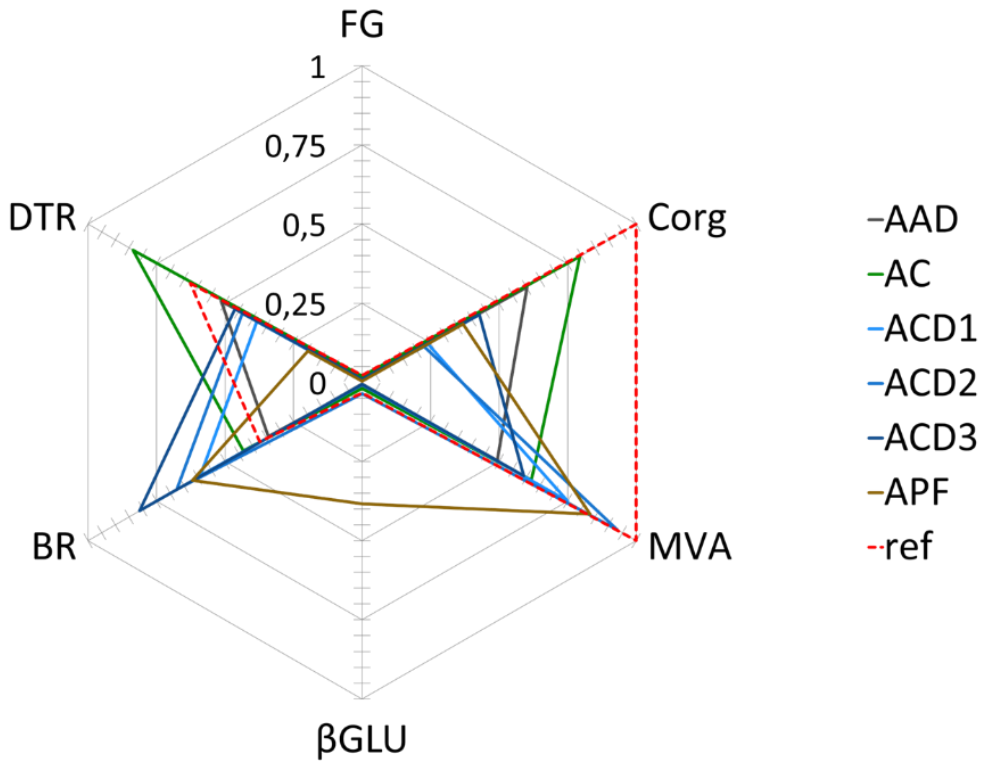


Figure 27. Diagramme radar des scores des indicateurs de la fonction « Stockage du carbone » des sols du site A. FG : fraction grossière ; Corg : carbone organique ; MVA : masse volumique apparente ; ß-GLU :

activité enzymatique de la ß-glucosidase ; BR : respiration microbienne basale ; DTR : densité de tissu racinaire ; ref : sol de référence fictif.

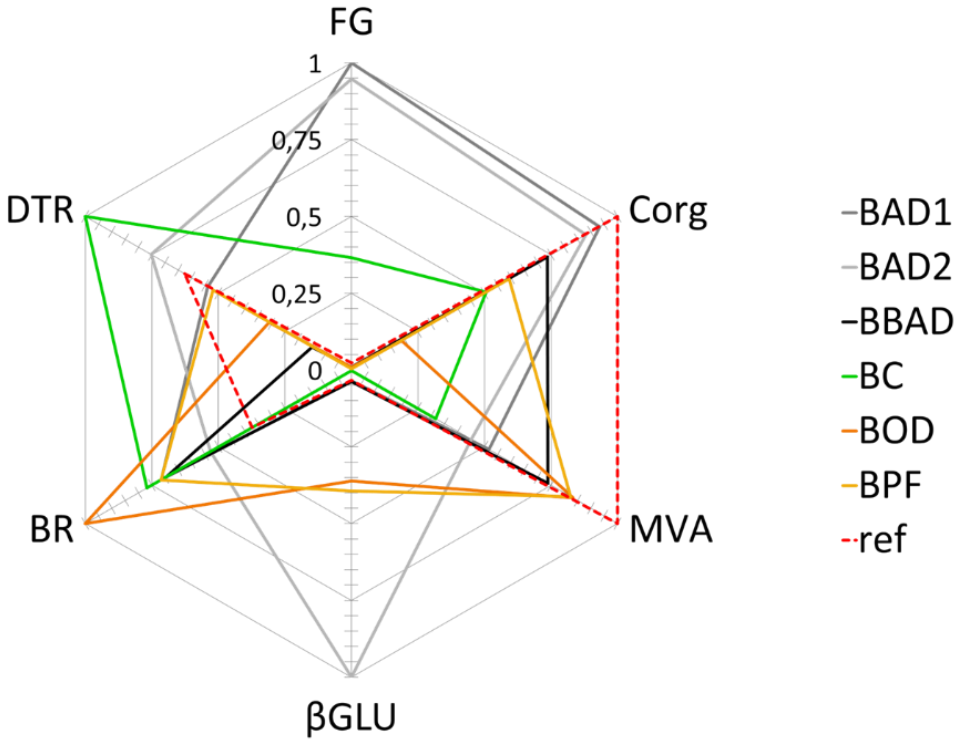


Figure 28. Diagramme radar des scores des indicateurs de la fonction « Stockage du carbone » des sols du site B. FG : fraction grossière ; Corg : carbone organique ; MVA : masse volumique apparente ; ß-GLU : activité enzymatique de la ß-glucosidase ; BR : respiration microbienne basale ; DTR : densité de tissu racinaire ; ref : sol de référence fictif.

3.3.4. Scores fonctionnels globaux de « Réservoir pour la biodiversité »

Les sols du site A ont présenté des radars contrastés pour la fonction « Réservoir pour la biodiversité » (Figure 29), la plupart ont montré des scores de faible amplitude, globalement éloignés de celui du sol de référence fictif.

Les sols du site B ont présenté une diversité de motifs plus large que ceux du site A (Figure 30), avec plusieurs indicateurs ayant atteint des niveaux intermédiaires à élevés selon les sols. Les profils sont restés toutefois très variables d'un sol à l'autre, certains ayant montré des radars relativement équilibrés et d'autres des formes très asymétriques, marquées par un ou deux indicateurs dominants.

Dans l'ensemble, les sols du site B ont tendu à présenter des motifs plus développés que ceux du site A pour cette fonction. Le classement basé sur les scores globaux s'est étendu de 0,14 (BOD, BBAD) à 0,19 (BC, ACD3, niveaux les plus élevés. Le sol de référence fictif a atteint un score moyen de 1,00.

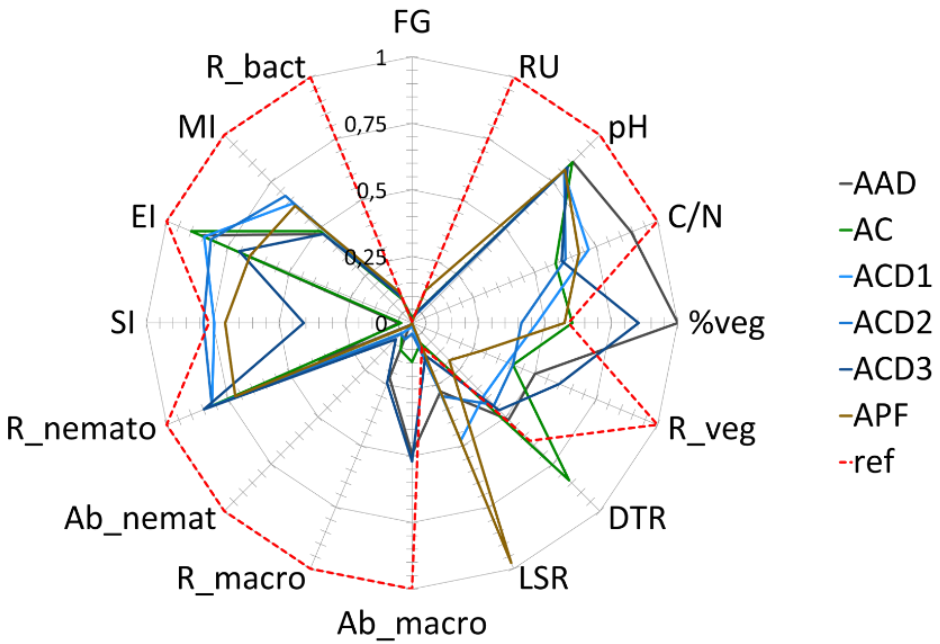


Figure 29. Diagramme radar des scores des indicateurs de la fonction « Réservoir pour la biodiversité » des sols du site A. FG : fraction grossière ; RU : réserve utile ; %veg : taux de recouvrement végétal ; R_veg : richesse spécifique végétale ; DTR : densité de tissu racinaire ; LSR : longueur spécifique racinaire ; Ab_macro : abondance en macrofaune ; R_macro : richesse fonctionnel de la macrofaune ; Ab_nemat : abondance en nématode ; R_nemat : richesse fonctionnelle des nématodes ; SI : indice de structure de la nématofaune ; EI : indice d'enrichissement de la nématofaune ; MI : indice de maturité de la nématofaune ; R_bact : richesse taxonomique bactérienne ; ref : sol de référence fictif.

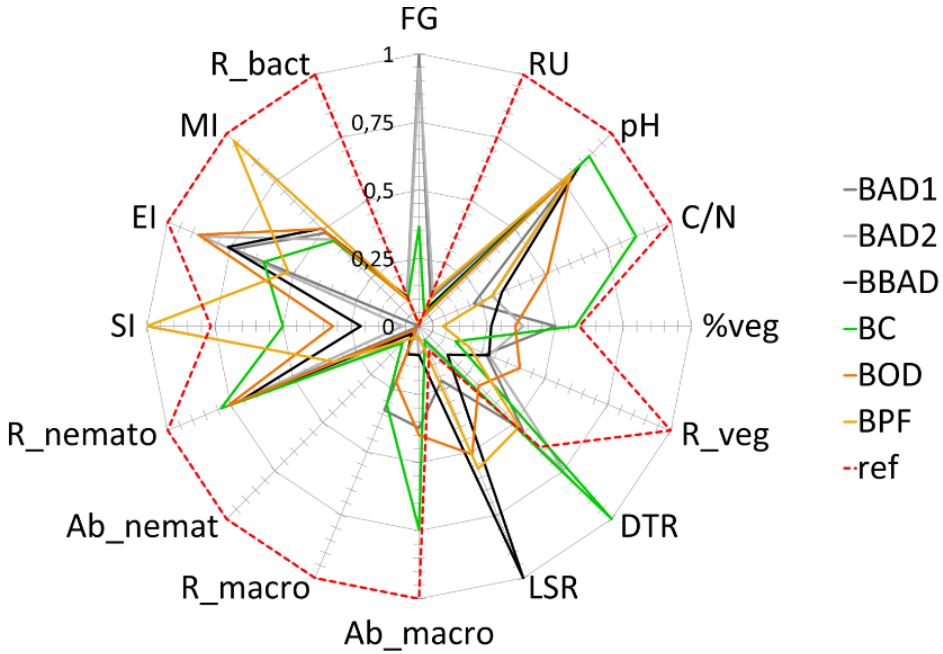


Figure 30. Diagramme radar des scores des indicateurs de la fonction « Réservoir pour la biodiversité » des sols du site B. FG : fraction grossière ; RU : réserve utile ; %veg : taux de recouvrement végétal ; R_veg : richesse spécifique végétale ; DTR : densité de tissu racinaire ; LSR : longueur spécifique racinaire ; Ab_macro : abondance en macrofaune ; R_macro : richesse fonctionnel de la macrofaune ; Ab_nemat : abondance en nématode ; R_nemat : richesse fonctionnelle des nématodes ; SI : indice de structure de la nématofaune ; EI : indice d'enrichissement de la nématofaune ; MI : indice de maturité de la nématofaune ; R_bact : richesse taxonomique bactérienne ; ref : sol de référence fictif.

3.3.5. Scores fonctionnels globaux de « Rétention et infiltration de l'eau »

Les sols du site A ont présenté une forte variabilité des radars pour la fonction « Rétention et infiltration de l'eau » (Figure 31). La plupart des radars ont montré des amplitudes faibles à modérées, avec des profils globalement restreints et hétérogènes. Ces profils sont restés nettement inférieurs et moins équilibrés que celui du sol de référence fictif, dont le radar a constitué un repère plus étendu et plus homogène. Les sols du site B ont, eux aussi, présenté une grande diversité de profils radars (Figure 32), souvent plus développés que ceux du site A. Certains sols ont montré des profils plus étirés vers plusieurs indicateurs, tandis que d'autres ont présenté des profils plus asymétriques, dominés par une ou deux directions fonctionnelles. Malgré cette diversité, les radars du site B ont globalement occupé une amplitude plus grande que ceux du site A pour cette fonction. Le classement établi à partir des scores globaux s'est étendu de 0,26 (AAD) à 0,51 (BBAD, le plus élevée). Le sol de référence fictif a atteint un score moyen de 1,00.

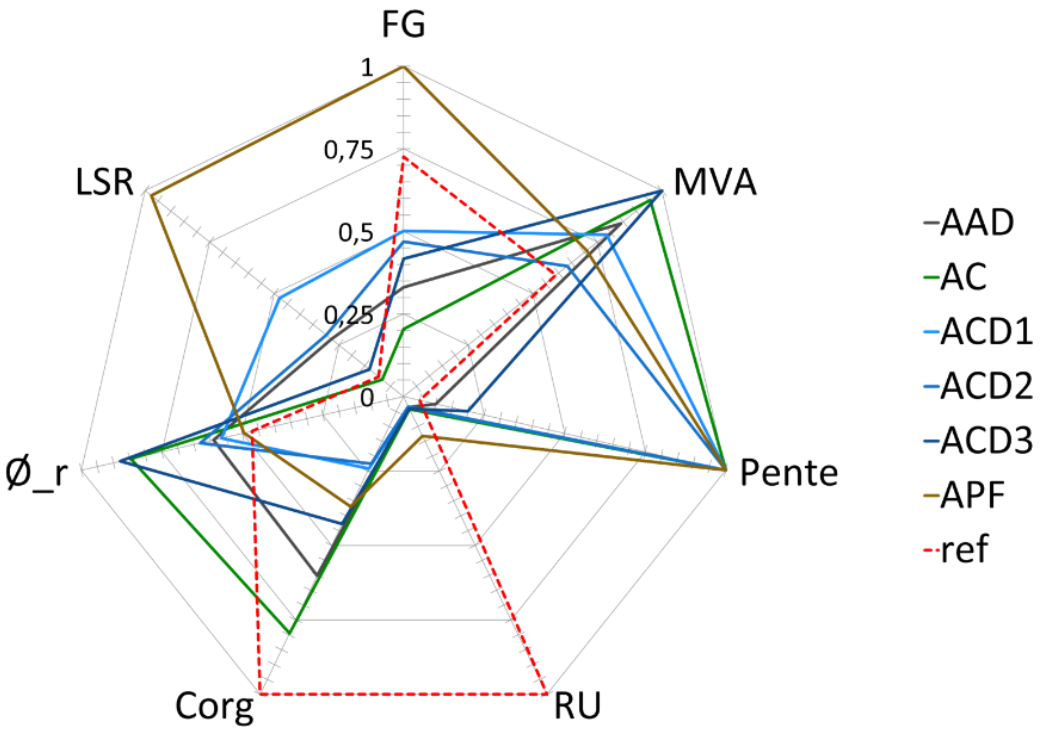


Figure 31. Diagramme radar des scores des indicateurs de la fonction « Rétention et infiltration de l'eau » des sols du site A. FG : fraction grossière ; MVA : masse volumique apparente ; RU : réserve utile ; Corg : carbone organique ; Ø_r : diamètre moyen racinaire ; LSR : longueur spécifique racinaire ; ref : sol de référence fictif.

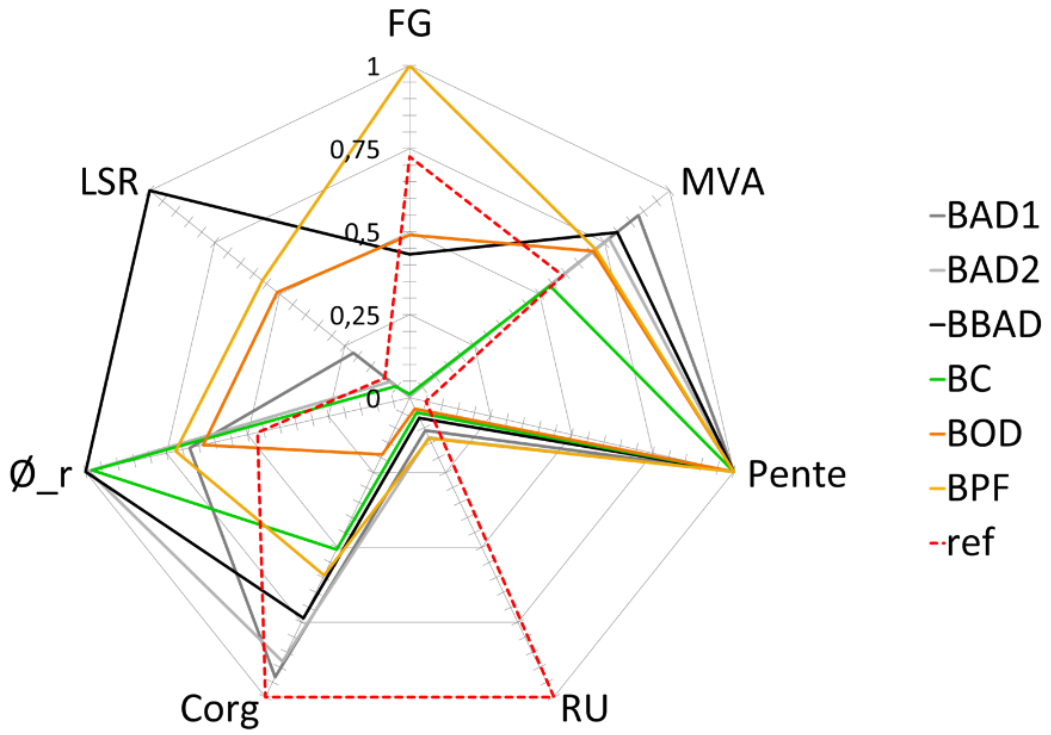


Figure 32. Diagramme radar des scores des indicateurs de la fonction « Rétention et infiltration de l'eau » des sols du site B. FG : fraction grossière ; MVA : masse volumique apparente ; RU : réserve utile ; Corg : carbone organique ; Ø_r : diamètre moyen racinaire ; LSR : longueur spécifique racinaire ; ref : sol de référence fictif.

3.3.6. Scores fonctionnels globaux de « Support de la production végétale »

Les sols du site A ont présenté des profils de scores très hétérogènes pour la fonction « Support de la production végétale » (Figure 33). Leurs radars ont globalement montré des amplitudes faibles à intermédiaires, et les scores sont restés nettement inférieurs à ceux du sol de référence fictif. Dans l'ensemble, les profils radars des sols du site A sont restés peu développés pour cette fonction.

Les sols du site B ont également montré une grande diversité de profils radars (Figure 34), mais leurs représentations ont été, pour plusieurs indicateurs, plus étendues que celles du site A. Certains sols ont présenté des profils plus développés et structurés, tandis que d'autres sont restés marqués par des profils plus asymétriques. Malgré ces différences, les radars du site B ont globalement occupé une amplitude plus large et montré des profils plus affirmés pour cette fonction.

Le classement des scores globaux s'est étendu de 0,30 (ACD2) à 0,55 (BC). Le sol de référence fictif a atteint un score moyen de 1,00.

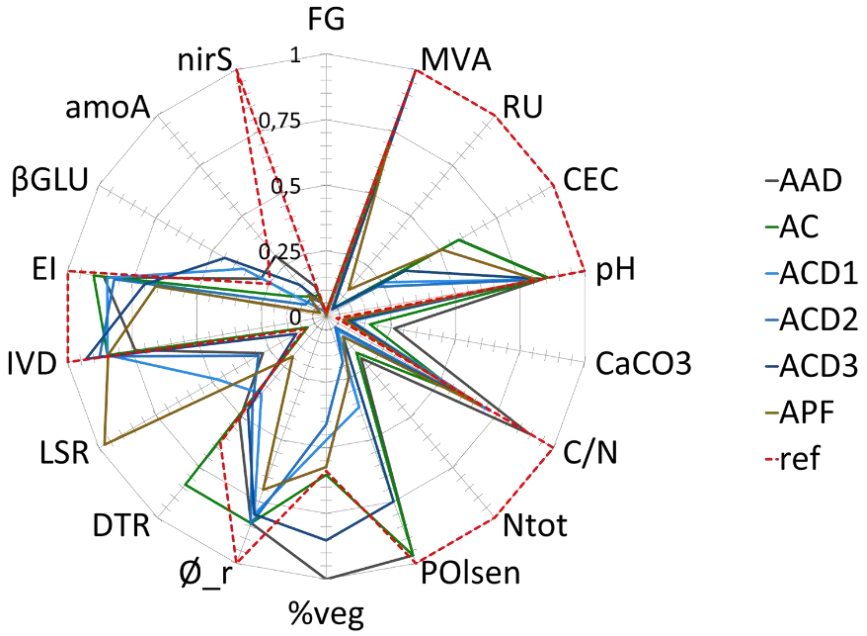


Figure 33. Diagramme radar des scores des indicateurs de la fonction « Support de la production végétale » des sols du site A. FG : fraction grossière ; MVA : masse volumique apparente ; RU : réserve utile ; CEC : capacité d'échange cationique ; Ntot : azote total ; POlsen : phosphore assimilable ; %veg : taux de recouvrement végétal ; Ø_r : diamètre moyen racinaire ; DTR : densité de tissu racinaire ; LSR : longueur spécifique racinaire ; IVD : indice de la voie de décomposition de la MO de la nématofaune ; EI : indice d'enrichissement de la nématofaune ; β-GLU : activité enzymatique de la β-glucosidase ; amoA : gène fonctionnel amoA ; nirS : gène fonctionnel nirS ; ref : sol de référence fictif.

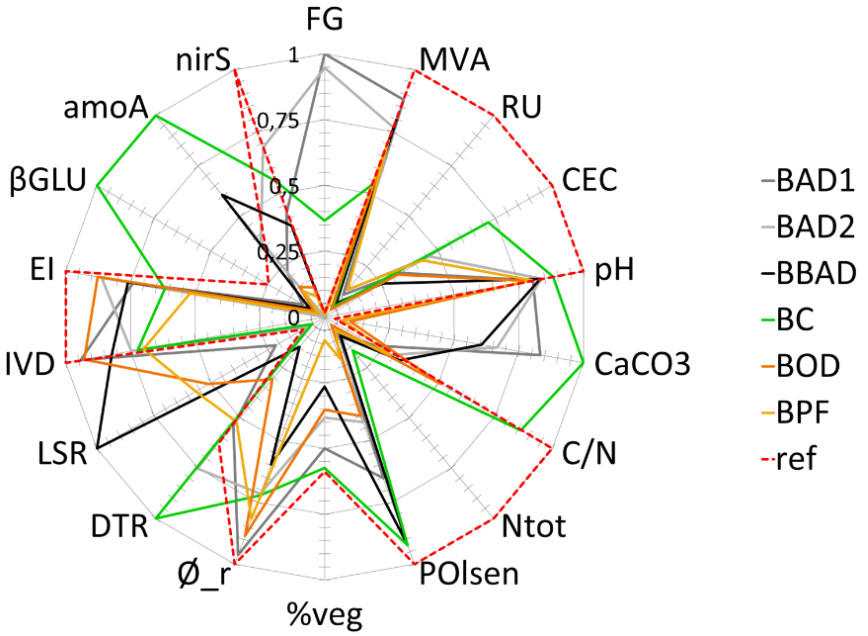


Figure 34. Diagramme radar des scores des indicateurs de la fonction « Support de la production végétale » des sols du site B. FG : fraction grossière ; MVA : masse volumique apparente ; RU : réserve utile ; CEC : capacité d'échange cationique ; Ntot : azote total ; POlsen : phosphore assimilable ; %veg : taux de recouvrement végétal ; Ø_r : diamètre moyen racinaire ; DTR : densité de tissu racinaire ; LSR : longueur spécifique racinaire ; IVD : indice de la voie de décomposition de la MO de la nématofaune ; EI : indice d'enrichissement de la nématofaune ; β-GLU : activité enzymatique de la β-glucosidase ; amoA : gène fonctionnel amoA ; nirS : gène fonctionnel nirS ; ref : sol de référence fictif.

3.3.7. Scores fonctionnels globaux et scores fonctionnels totaux de la santé des sols

Les sols du site A ont présenté des profils radars très contrastés lorsqu'ils ont été comparés entre fonctions (Figure 35). Les radars ont montré des amplitudes globalement faibles et une expression hétérogène des différentes fonctions, avec peu de similitudes entre elles. Les profils sont restés nettement plus restreints que celui du sol de référence fictif, dont le radar est apparu plus étendu et plus équilibré. Dans l'ensemble, les profils fonctionnels du site A ont montré une faible cohérence entre fonctions et des niveaux d'expression modestes.

Les sols du site B ont présenté des profils radars plus développés et une amplitude fonctionnelle plus large que ceux du site A (Figure 36). Les radars y ont montré des profils plus affirmés pour plusieurs fonctions, avec toutefois une forte variabilité entre sols : certains ont présenté des profils relativement équilibrés, tandis que d'autres ont affiché des profils très asymétriques, étirés vers une ou deux fonctions. Malgré cette diversité, les radars du site B ont globalement occupé une surface plus grande que ceux du site A.

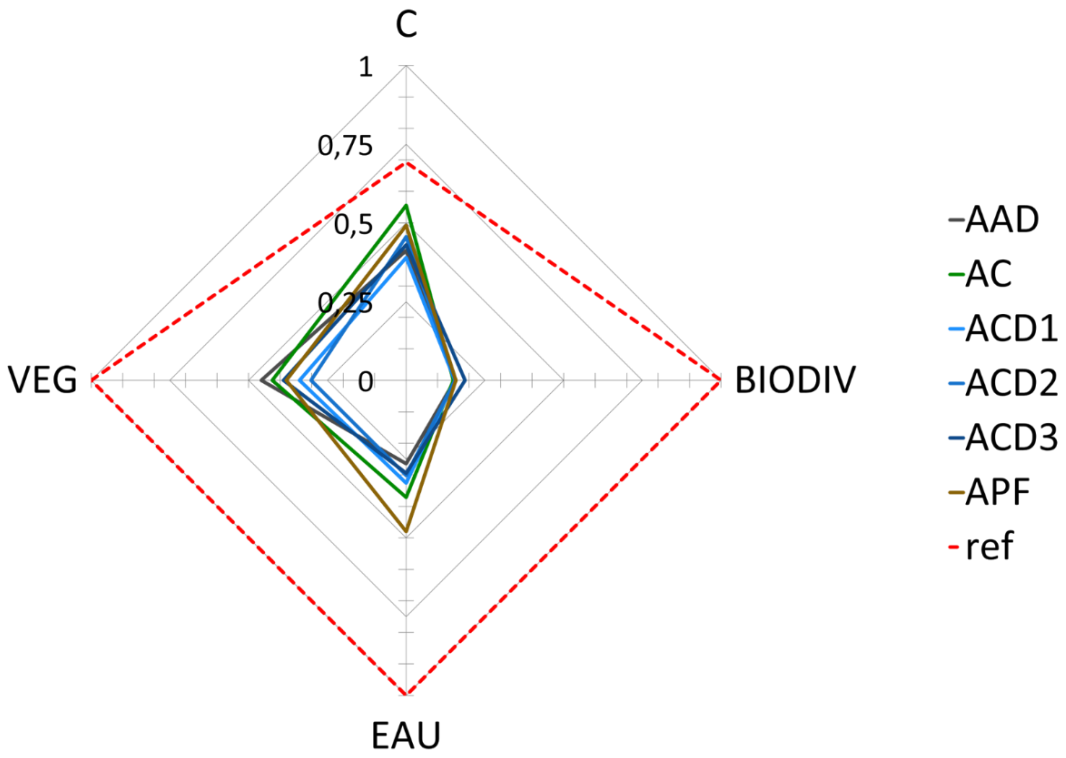


Figure 35. Diagramme radar des scores moyens des fonctions « Stockage du carbone » (C), « Réservoir pour la biodiversité » (BIODIV), « Rétention et infiltration de l'eau » (EAU) et « Support de production végétale » (VEG) des sols du site A ; ref : sol de référence fictif.

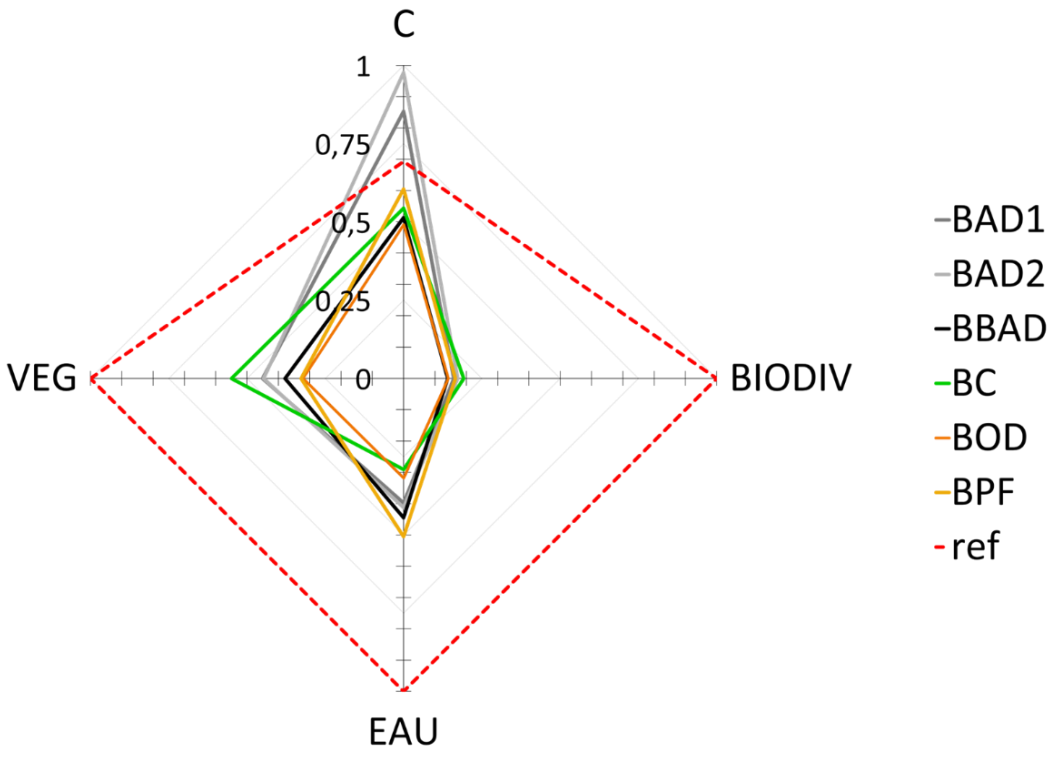


Figure 36. Diagramme radar des scores moyens des fonctions « Stockage du carbone » (C), « Réservoir pour la biodiversité » (BIODIV), « Rétention et infiltration de l'eau » (EAU) et « Support de production végétale » (VEG) des sols du site B ; ref : sol de référence fictif.

Enfin, les scores fonctionnels totaux des sols étudiés ont varié de 0,33/1 à 0,54/1 (Tableau 26).

Tableau 26. Scores fonctionnels totaux de la santé des sols de surface étudié. ref : sol de référence fictif.

Sols	Scores fonctionnels totaux
AAD	0,35
AC	0,41
ACD1	0,33
ACD2	0,33
ACD3	0,35
APF	0,41
BAD1	0,50
BAD2	0,54
BBAD	0,40
BC	0,43
BOD	0,34
BPF	0,43
ref	1

Les scores les plus faibles ont été observés pour ACD1 et ACD2 (tous deux à 0,33), suivis de BOD (0,34), AAD et ACD3 (0,35 chacun). Les sols AC, APF, BBAD et BPF ont présenté des scores intermédiaires,

compris entre 0,40 et 0,43. Les scores les plus élevés ont été obtenus pour BAD1 (0,50) et BAD2 (0,54), tandis que BC a atteint un score total de 0,43. Aucun sol n'a approché le score du sol de référence fictif de 1. Ces résultats montrent une dispersion marquée des scores totaux entre les sols, témoignant de niveaux contrastés de fonctionnement global malgré des conditions environnementales et des usages parfois proches (AAD et BAD2).

4. Discussion

Les résultats obtenus dans ce Chapitre montrent que la majorité des scores attribués aux fonctions du sol se situent dans les classes les plus faibles, traduisant globalement des niveaux de performance fonctionnelle limités. Cette distribution asymétrique des scores, dominée par les valeurs faibles à modérées, suggère que les sols étudiés présentent une fonctionnalité incomplète, marquée par des processus biogéochimiques dégradés. Ces résultats s'inscrivent dans les observations faites pour les Technosols et les sols urbains jeunes, dont la composition hétérogène, la faible disponibilité en azote et la structuration instable limitent souvent la capacité à remplir simultanément plusieurs fonctions écologiques telles que la régulation hydrique, le stockage du carbone ou la productivité biologique (Lavelle *et al.*, 2016 ; Lehmann *et al.*, 2020 ; Séré *et al.*, 2010).

Un résultat notable concerne le comportement du sol fictif utilisé comme repère comparatif dans les analyses multivariées. Bien qu'il ait été construit à partir de valeurs issues du référentiel, certains sols de surface ont obtenu, pour des paramètres isolés, des scores supérieurs à ceux du sol fictif, ce qui peut sembler contre-intuitif au regard des valeurs de référence qu'il mobilise. Ce phénomène s'explique par la manière dont les scores paramétriques sont calculés : même lorsqu'un paramètre atteint la valeur « optimale » du référentiel, la position de cette valeur dans la distribution normalisée peut conduire à un score maximal inférieur à 1. En d'autres termes, un paramètre possédant une valeur optimale dans le référentiel ne correspondait pas mécaniquement à un score paramétrique de 1, en raison du positionnement relatif de cette valeur dans l'ensemble des données utilisées pour la normalisation.

Ce résultat souligne également les limites inhérentes à l'agrégation multicritère et à la normalisation employée. Comme l'ont montré les travaux dont l'approche de modélisation de ce Chapitre s'est inspiré (Obriot *et al.*, 2016), les méthodes de normalisation linéaire et de combinaison additive peuvent engendrer des effets de compensation entre indicateurs, entraînant la sous-évaluation de sols présentant des contrastes marqués entre fonctions. De même, Rinot *et al.* (2019) rappellent que la santé du sol, appréhendée comme un système intégrant plusieurs fonctions, est difficile à synthétiser dans un indice unique sans déséquilibrer la pondération entre compartiments biologiques, physiques et chimiques. Ce constat rejoint les réflexions d'autres travaux, qui insistent sur la nécessité de calibrer

finement les pondérations et les seuils employés dans les approches multicritères, afin d'éviter que de légères variations des paramètres ou des poids ne conduisent à des changements artificiels dans le classement final des sols (Rosén *et al.*, 2015 ; Volchko *et al.*, 2014a, 2014b, 2014c). Un score supérieur à celui du sol fictif ne traduit donc pas une incohérence méthodologique, mais la sensibilité de l'agrégation à la structure des données et au caractère encore limité du référentiel mobilisé.

La variabilité fonctionnelle observée entre les sols reflète la diversité de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques. Cette variabilité est particulièrement visible entre certains sols dont les indicateurs présentent des intensités contrastées. Par exemple, le sol BPF a un score élevé pour la respiration microbienne basale alors que son carbone organique est faible, tandis que le sol BC combine un carbone organique élevé avec une activité enzymatique plus faible. Ces écarts entre paramètres biologiques et physico-chimiques illustrent les différences d'échelles temporelles qu'ils reflètent. Ce schéma correspond à la vision proposée dans d'autres travaux et revues de la littérature (Bünemann *et al.*, 2018 ; Lehmann *et al.*, 2020), selon laquelle la multifonctionnalité du sol dépend d'un équilibre entre processus biotiques et abiotiques, souvent fragilisé dans les milieux anthropisés. Les travaux récent sur l'outil SUPRA confirment l'importance du choix d'un ensemble d'indicateurs pertinents et non redondants pour modéliser la santé des Technosols et comprendre les variations observées (Séré *et al.*, 2024).

L'analyse de la sensibilité des indicateurs montre par ailleurs que les paramètres biologiques mesurés sur les sols de surface, tels que la respiration microbienne ou l'activité enzymatique, sont généralement plus réactifs aux conditions locales que les paramètres physico-chimiques. Ces derniers, plus intégrateurs, reflètent davantage les effets cumulatifs des processus de formation du sol à moyen et long terme, conformément aux observations des auteurs des travaux sur l'outil Biofunctool® (Brauman et Thoumazeau, 2020), pour qui les outils de diagnostic rapide sont particulièrement adaptés à l'évaluation des propriétés fonctionnelles superficielles, tandis que les approches multicritères permettent une lecture intégrée des sols à plus large échelle. L'articulation entre mesures directes de processus et agrégation multicritère constitue ainsi une perspective intéressante pour renforcer la robustesse et la transférabilité des diagnostics de santé des sols.

Au regard des questions posées en introduction, les résultats obtenus confirment que l'analyse en surface permet bien d'identifier des gradients fonctionnels cohérents avec les niveaux d'anthropisation et les types de Technosols étudiés. Les différences observées entre les sols des sites A et B, ainsi que la variabilité intra-site, montrent que les indicateurs sélectionnés sont suffisamment sensibles pour discriminer des situations fonctionnelles contrastées. Les contrastes décrits pour les quatre fonctions rejoignent ceux mis en évidence à l'échelle des profils dans le Chapitre 4, indiquant

que la lecture en surface restitue une information fonctionnelle robuste et complémentaire de l'analyse verticale. Enfin, les indicateurs les plus contributifs identifiés dans cette analyse en surface sont cohérents avec ceux retenus dans le diagnostic de profil, consolidant ainsi leur intégration dans la construction du modèle cognitif présenté au Chapitre 6.

Certaines limites méthodologiques doivent néanmoins être mentionnées. La forte hétérogénéité spatiale des Technosols, la dépendance du modèle au référentiel choisi et la nature additive des méthodes de normalisation constituent autant de sources potentielles d'incertitude. Les approches linéaires ne permettent pas toujours de représenter les relations non linéaires ou les seuils écologiques propres à certains indicateurs biologiques (Obriot *et al.*, 2016). Malgré ces limites, la méthode multicritère appliquée dans ce Chapitre s'avère pertinente pour identifier les fonctions les plus altérées, hiérarchiser les sols selon leur potentiel fonctionnel et orienter les stratégies de gestion. Des améliorations futures pourraient inclure l'intégration d'indicateurs supplémentaires liés au cycle des gaz à effet de serre, à la stabilité structurale ou à la dynamique hydrique, ainsi qu'une meilleure prise en compte de la variabilité spatiale et temporelle. L'application de cadres tels que SCORE (Rosén *et al.*, 2015) ou Soil Function Box (Volchko *et al.*, 2014b) offrirait enfin des pistes pour comparer différents scénarios de gestion ou trajectoires de restauration.

5. Conclusion

L'application de l'approche multicritère d'évaluation de la santé des sols aux horizons de surface a permis de mettre en évidence des contrastes fonctionnels nets entre les différents Technosols étudiés. La distribution des scores fonctionnels s'est révélée fortement asymétrique, dominée par des valeurs faibles à modérées, indiquant que les processus biogéochimiques, hydriques et biologiques restent globalement dégradés. Ce constat est cohérent avec les caractéristiques structurelles et chimiques mises en évidence dans les résultats : hétérogénéité des matériaux technogéniques, forte variabilité de la compaction, disponibilité limitée en azote ou encore contrastes marqués dans la distribution racinaire et microbienne. Ces observations rejoignent les travaux réalisés sur les Technosols récents ou en cours de refonctionnalisation, où les contraintes physico-chimiques limitent la restauration simultanée des fonctions écologiques.

L'analyse du sol fictif intégré comme repère théorique a mis en évidence un comportement parfois inattendu, certains sols présentant des scores supérieurs au sien. Ce résultat n'indique pas une incohérence du dispositif méthodologique, mais reflète la sensibilité inhérente aux méthodes de normalisation linéaire et de pondération additive lorsqu'elles sont appliquées à des jeux de données hétérogènes. Parce que le sol fictif n'a pas été conçu pour maximiser systématiquement tous les paramètres, ses scores ne correspondent pas nécessairement à une valeur de 1 pour chaque fonction.

La distribution des valeurs du référentiel, fondée sur une combinaison d'informations issues de la littérature et du jeu de données, induit mécaniquement ces écarts. Ce point rappelle l'importance d'un calibrage soigneux des seuils et des pondérations dans les évaluations multicritères appliquées à des contextes atypiques tels que les sols industriels.

Dans l'ensemble, l'approche appliquée s'est révélée robuste pour identifier les fonctions les plus altérées, caractériser la variabilité fonctionnelle entre les sols et établir une hiérarchisation cohérente entre eux. Les résultats obtenus s'articulent avec ceux du Chapitre précédent consacrés aux profils, en confirmant l'existence de gradients fonctionnels liés aux niveaux d'anthropisation et aux caractéristiques des substrats. Les sols BAD2, BC ou encore AAD ont par exemple illustré des combinaisons contrastées de performances selon les fonctions, révélant d'importants effets de *trade-offs* entre processus biologiques et propriétés physico-chimiques, en accord avec les observations récentes sur la multifonctionnalité des Technosols.

Ainsi, ce Chapitre apporte un éclairage complémentaire sur le fonctionnement des sols de surface en contexte industriel et constitue une base méthodologique solide pour la suite du manuscrit. Les connaissances acquises serviront directement à la structuration du modèle cognitif intégratif développé au Chapitre 6, en permettant d'identifier les dimensions fonctionnelles les plus sensibles, les indicateurs les plus robustes et les leviers de restauration prioritaires pour ces milieux fortement anthropisés.

Chapitre 6 – Modèle 3 : Construire un modèle cognitif robuste permettant l'évaluation des fonctions assurées par les sols industriels

1. Introduction

L'évaluation de la santé des sols industriels s'inscrit dans un contexte de forte anthropisation, où la transformation des sols naturels ou agricoles modifie profondément leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques (Béchet *et al.*, 2017 ; Fosse, 2019 ; Vincent *et al.*, 2018a). Ces modifications affectent fréquemment leur capacité à assurer des fonctions écologiques essentielles telles que la régulation hydrique, la séquestration du carbone, la fourniture de nutriments ou encore le soutien à la biodiversité (Bünemann *et al.*, 2018 ; European Commission, 2023). Sur les sites industriels, et notamment dans les contextes de production d'énergie, les sols présentent une forte hétérogénéité verticale et horizontale liée aux matériaux technogéniques et aux perturbations successives, ce qui rend nécessaire le développement d'outils d'évaluation intégrés et adaptés à ces configurations complexes.

Les Chapitres 4 et 5 ont exploré deux premières approches méthodologiques permettant de caractériser les fonctions du sol. La première, présentée au Chapitre 4, reposait sur une approche semi-quantitative à l'échelle du profil, mobilisant un nombre restreint d'indicateurs bio-physico-chimiques. Cette méthode offrait une première vision d'ensemble, mais présentait des limites essentiellement liées à la vision partielle inhérente au choix d'un petit nombre d'indicateurs et à une faible sensibilité du système de scoring établi.

La seconde, détaillée au Chapitre 5, s'appuyait sur un ensemble élargi de mesures quantitatives issues uniquement d'échantillons de surface et sur un traitement statistique approfondi. Cette approche apportait des informations plus discriminantes, mais ne prenait pas en compte les observations qualitatives ni l'hétérogénéité verticale, pourtant bien réelle dans les sols industriels.

Dans ce contexte, la construction d'un modèle cognitif complexe constitue une étape intégrative visant à combiner les atouts de ces deux démarches tout en dépassant leurs limites. Bien que la structure conceptuelle du modèle cognitif soit pensée pour être transposée à d'autres contextes pédologiques, son développement et son application dans ce Chapitre portent spécifiquement sur les sols industriels.

Pour cela, le présent Chapitre propose le développement d'une architecture reliant paramètres, indicateurs, sous-fonctions et fonctions qui a été codée sous la forme d'un script R pour automatiser la réalisation de diagnostic fonctionnel. Le modèle ici construit vise à obtenir une représentation

intégrée du fonctionnement global des sols industriels étudiés. Cette démarche s'inscrit bien dans la continuité du cadre conceptuel du Chapitre 1, fondé sur l'articulation entre fonctionnement, fonctions et santé des sols (Calvaruso *et al.*, 2019 ; Séré *et al.*, 2024 ; Vogel *et al.*, 2019), ainsi que sur les travaux dédiés à la modélisation fonctionnelle des sols (Cherel *et al.*, 2016 ; Schwartz *et al.*, 2022). Ce modèle repose sur l'ensemble des propriétés retenues au Chapitre 2 et mesurées aux différentes échelles au Chapitre 3. Ainsi, ce 3ème modèle repose sur un système de scoring semi-quantitatif combinant paramètres quantitatifs et qualitatifs, aussi bien issus des observations de terrain que des analyses à postériori sur des échantillons prélevés au terrain. L'approche proposée cherche également à offrir un outil robuste et opérationnel pour la gestion et la restauration durable de ces milieux.

L'hypothèse principale posée dans ce Chapitre est que ce dernier modèle - plus évolué que les deux précédents -, en intégrant à la fois l'hétérogénéité verticale des sols industriels et les multiples facettes de leur fonctionnement, permettra la réalisation de diagnostics fonctionnels explicites susceptibles de discriminer les sols étudiés au cours de la thèse.

2. Matériels et méthodes

2.1. Echantillonnage des sols et mesures des paramètres

Dans le présent Chapitre, ce sont les mesures effectuées sur l'ensemble des échantillons (sols de surface et profils de sols) lors de la campagne de terrain du diagnostic fonctionnel qui sont traitées. Le détail de l'échantillonnage et des analyses de ces échantillons de sols est décrit dans le Chapitre 3 de ce mémoire de thèse.

2.2. Approche de modélisation des fonctions du sol et de sa santé : construction et principe de la méthode semi-quantitative du modèle cognitif appliquée à l'échelle des profils de sols

Pour chaque indicateur associé à une sous-fonction (et, par extension, à une fonction), des référentiels d'interprétation ont été établis afin d'attribuer une note comprise entre 0 et 3, reflétant son niveau d'expression au sein de la sous-fonction considérée. Cette démarche de notation, de type scoring, s'inspire des outils DESTISOL et SUPRA (Cherel *et al.*, 2016 ; Schwartz *et al.*, 2022), tout en intégrant des évolutions : adaptation des intitulés et des périmètres des sous-fonctions et fonctions, ajout d'indicateurs et ajustement de certains référentiels.

Comme dans les deux outils mentionnés, un même indicateur peut contribuer à plusieurs sous-fonctions. Cependant, son référentiel n'est pas nécessairement le même selon la sous-fonction considérée. Ainsi, une valeur identique d'un paramètre peut conduire à des notes différentes selon la

sous-fonction évaluée (*e.g.* un pourcentage élevé d'éléments grossiers favorise la circulation et l'infiltration de l'eau (note élevée), tandis qu'il limite la rétention en eau (note faible)).

Le modèle cognitif repose ensuite sur l'agrégation hiérarchique des notes : les notes des indicateurs sont moyennées pour alimenter des notes de sous-fonctions, qui sont elles-mêmes regroupées en fonctions. L'analyse de ces dernières permet d'estimer le niveau de fonctionnement global des sols étudiés.

2.3. Construction des bornes du référentiel d'interprétation

Chaque indicateur est associé à des valeurs de référence d'interprétation qui permettent de les noter de 0 à 3 (Figure 37).

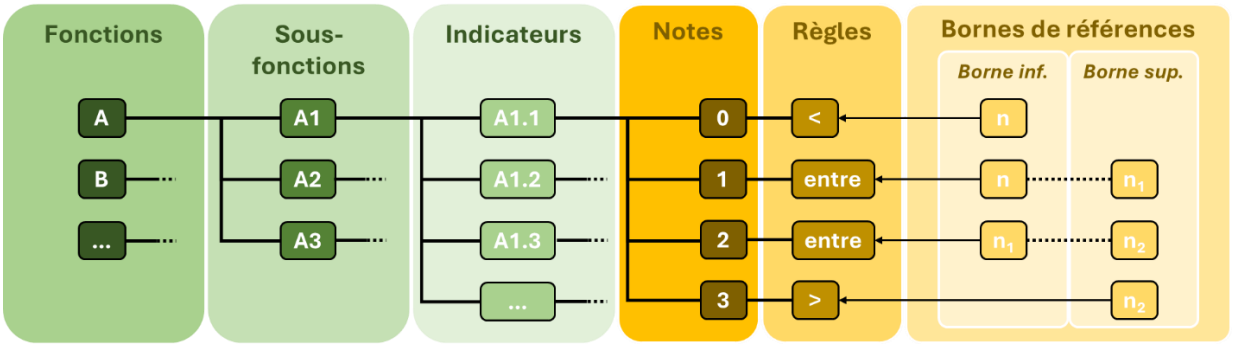


Figure 37. Schéma conceptuel de la construction des bornes du référentiel d'interprétation des indicateurs du modèle cognitif

Les bornes inférieure et supérieure des indicateurs de la catégorie « physique » et « chimique » sont issues des outils DESTISOL ou SUPRA (Cherel *et al.*, 2016 ; Schwartz *et al.*, 2022). Elles présentent des valeurs de référence qui permettent de noter les indicateurs physico-chimiques indépendamment du contexte (*i.e.* naturel, agricole, urbain ou industriel) dans lequel se trouve le sol étudié.

C'est pourquoi, les bornes de référence des indicateurs biologiques ont été construites sur le même principe par la synthèse de valeurs issues de la littérature scientifique, regroupant des occupations et usages de sols variés semblables à ce qui a été observé sur les sites d'études (prairie permanente, forêt, milieu urbain, milieu industriel, voire tous usages confondus quand cela était disponible). Ce corpus d'articles et de revues de la littérature est composé des références ci-contre (Birouste *et al.*, 2014 ; Birt et Bonnett, 2018 ; Brunner *et al.*, 2009 ; Burke *et al.*, 2011 ; Canadell *et al.*, 1996 ; Cébron *et al.*, 2011 ; Cousin *et al.*, 2025 ; Craine *et al.*, 2003 ; DuPont *et al.*, 2014 ; Fikri *et al.*, 2021 ; Freschet *et al.*, 2021b ; Freschet et Roumet, 2017 ; « Gis Sol » La répartition géographique de la biomasse microbienne des sols de France métropolitaine », s. d. ; « Gis Sol » Les réserves en eau utile de la France métropolitaine », s. d. ; Gómez-Brandón *et al.*, 2022 ; Jackson *et al.*, 1999 ; Kövendi-Jakó *et al.*, 2019 ;

Meyer *et al.*, 2013 ; Mills *et al.*, 2020 ; Rabearison *et al.*, 2025 ; Riah-Anglet *et al.*, 2018 ; Samarajeewa *et al.*, 2017 ; Sushko *et al.*, 2019 ; Vasenev *et al.*, 2021 ; Vincent *et al.*, 2018a, 2018b ; Wang *et al.*, 2017 ; Yadav *et al.*, 2022 ; Yan *et al.*, 2012).

En l'absence de seuils de référence universellement reconnus pour ces indicateurs, il a été nécessaire de s'appuyer sur la variabilité observée dans les données existantes, couvrant l'ensemble des types d'usages et de couvertures de sols rencontrés sur les sites étudiés. Ainsi, les bornes ont été établies en tenant compte des valeurs extrêmes (minimum et maximum) afin d'englober l'amplitude fonctionnelle observée, tandis que les valeurs centrales (médiane, moyenne, 1er et 3e quartiles) ont servi à définir les niveaux intermédiaires (Figure 38) : leur position relative dans la distribution a permis de délimiter quatre classes de valeurs réparties de manière cohérente entre les bornes minimale et maximale. Cette structuration offre une représentation graduelle et continue du gradient de fonctionnement et constitue un cadre d'interprétation empirique adapté aux sols industriels, malgré l'absence de référentiels normalisés pour ce type de milieux.

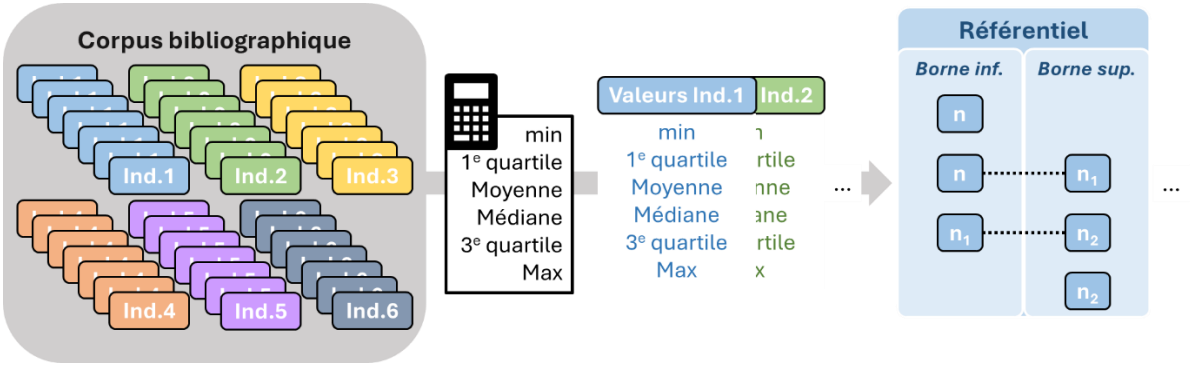


Figure 38. Schéma conceptuel de la synthèse des données issues du corpus bibliographique des indicateurs biologiques pour la construction des bornes inférieure et supérieure du référentiel d'interprétation (Ind : indicateur ; n : valeur d'une borne de l'indicateur).

L'ensemble du référentiel d'interprétation du Modèle 3 est présenté en Annexe 5.

2.4. Construction et méthode d'agrégation du modèle cognitif

Le modèle cognitif repose sur l'agrégation des notes attribuées aux indicateurs rattachés aux différentes sous-fonctions et fonctions du sol. Cette agrégation a été réalisée sous R (version 4.3.2, 2023-10-31). Les sous-fonctions n'étant pas évaluées à la même profondeur, l'intégration des indicateurs nécessite l'utilisation de coefficients permettant de combiner correctement les informations issues des différentes échelles d'observation.

Les profondeurs d'évaluation ont été définies à partir des expertises de la doctorante et des encadrants (Tableau 27). Pour la fonction « Production de biomasse végétale », les sous-fonctions ont été

déclinées pour trois strates végétales (herbacée, arbustive, arborée), correspondant respectivement aux profondeurs d'évaluation 0–20 cm, 0–40 cm et 0–60 cm.

Tableau 27. Correspondance entre les fonctions et les sous-fonctions et leurs profondeurs et couvertures d'évaluation optimales.

Fonctions	Sous-fonctions	Profondeurs d'évaluation	Couvertures d'évaluation
Cycle de la matière organique	Stock de carbone organique du sol	Profil entier	-
	Transformation de la matière organique	Que le 1e horizon	-
Production de biomasse végétale	Stock des éléments nutritifs	0-20 cm	Strate herbacée
		0-40 cm	Strate arbustive
		0-60 cm	Strate arborée
	Phytodisponibilité des éléments nutritifs	0-20 cm	Strate herbacée
		0-40 cm	Strate arbustive
		0-60 cm	Strate arborée
	Transformation de la matière organique	Que le 1e horizon	-
	Rétention en eau utile	0-20 cm	Strate herbacée
		0-40 cm	Strate arbustive
		0-60 cm	Strate arborée
	Support d'ancrage	0-20 cm	Strate herbacée
		0-40 cm	Strate arbustive
		0-60 cm	Strate arborée
Réservoir pour la biodiversité	Réservoir de biodiversité spécifique	Sols de surface (correspondant à 0-20 cm)	-
	Réservoir de biodiversité fonctionnelle		
	Réservoir d'habitats		
Résistance physique	Circulation et infiltration de l'eau	Profil entier	-
	Stabilité physique	Que le 1e horizon	-
Rétention, circulation et infiltration de l'eau	Rétention en eau	Profil entier	-
	Circulation et infiltration de l'eau	Profil entier	-
Stock, rétention et transformation des polluants	Stock de polluants	Profil entier	-
	Rétention des polluants	Profil entier	-
	Transformations des polluants	Profil entier	-

Dans ce cadre, trois modalités de profondeur sont distinguées. Les profondeurs fixes (0–20 cm, 0–40 cm, 0–60 cm) correspondent à des tranches standardisées utilisées pour l'évaluation des strates végétales ; elles ne coïncident pas nécessairement avec les limites naturelles des horizons. Le premier horizon renvoie à l'épaisseur réelle du premier horizon pédologique (O, A ou technogénique), qui varie selon les sols. Enfin, l'évaluation au profil entier concerne l'ensemble des horizons décrits, depuis la surface jusqu'au contact limitant, et s'applique aux sous-fonctions dépendant de processus distribués

verticalement. Ces distinctions garantissent que chaque sous-fonction est évaluée à l'échelle la plus pertinente par rapport au processus considéré.

Les indicateurs mobilisés dans le modèle se répartissent ensuite selon trois échelles d'observation, chacune directement alignée avec une modalité d'évaluation. À l'échelle du profil entier, deux types d'indicateurs sont utilisés : d'une part, des mesures intégrées sur tout le profil (par exemple la profondeur totale du sol ou la réserve utile) et, d'autre part, des indicateurs mesurés séparément dans chaque horizon lorsque la propriété varie en profondeur (pH, texture, teneur en matière organique). Dans ce dernier cas, les valeurs par horizon sont agrégées pour produire une note unique représentative du profil entier.

À l'échelle du premier horizon, seules les mesures réalisées dans l'horizon superficiel au sens strict interviennent dans la notation. Les horizons sous-jacents ne sont pas mobilisés, car les sous-fonctions concernées dépendent de processus dominés par les propriétés locales de cette couche superficielle.

Les profondeurs fixes mobilisent deux types d'indicateurs relevant de logiques différentes. Dans le cas des sols de surface, évalués uniquement à 0–20 cm, les sous-fonctions s'appuient exclusivement sur les mesures réalisées en réplicats dans les échantillons superficiels. Cette approche vise à caractériser la zone d'activité biologique immédiate, indépendamment de la structuration en horizons.

Cette modalité se distingue de l'évaluation de la strate herbacée, bien qu'elle mobilise également la profondeur 0–20 cm. Pour les strates végétales, les indicateurs proviennent des horizons du profil, qui sont intégrés à l'aide de coefficients reflétant l'épaisseur de chaque horizon, sa contribution effective à la tranche de profondeur cible et la note qui lui est attribuée. Cette pondération permet de produire une note unique pour les trois strates végétales (Figure 39).

L'agrégation des notes s'effectue ensuite en trois étapes successives. Les indicateurs mesurés en surface sont d'abord notés selon le référentiel, puis la moyenne des réplicats est calculée pour chaque sol (Figure 40).

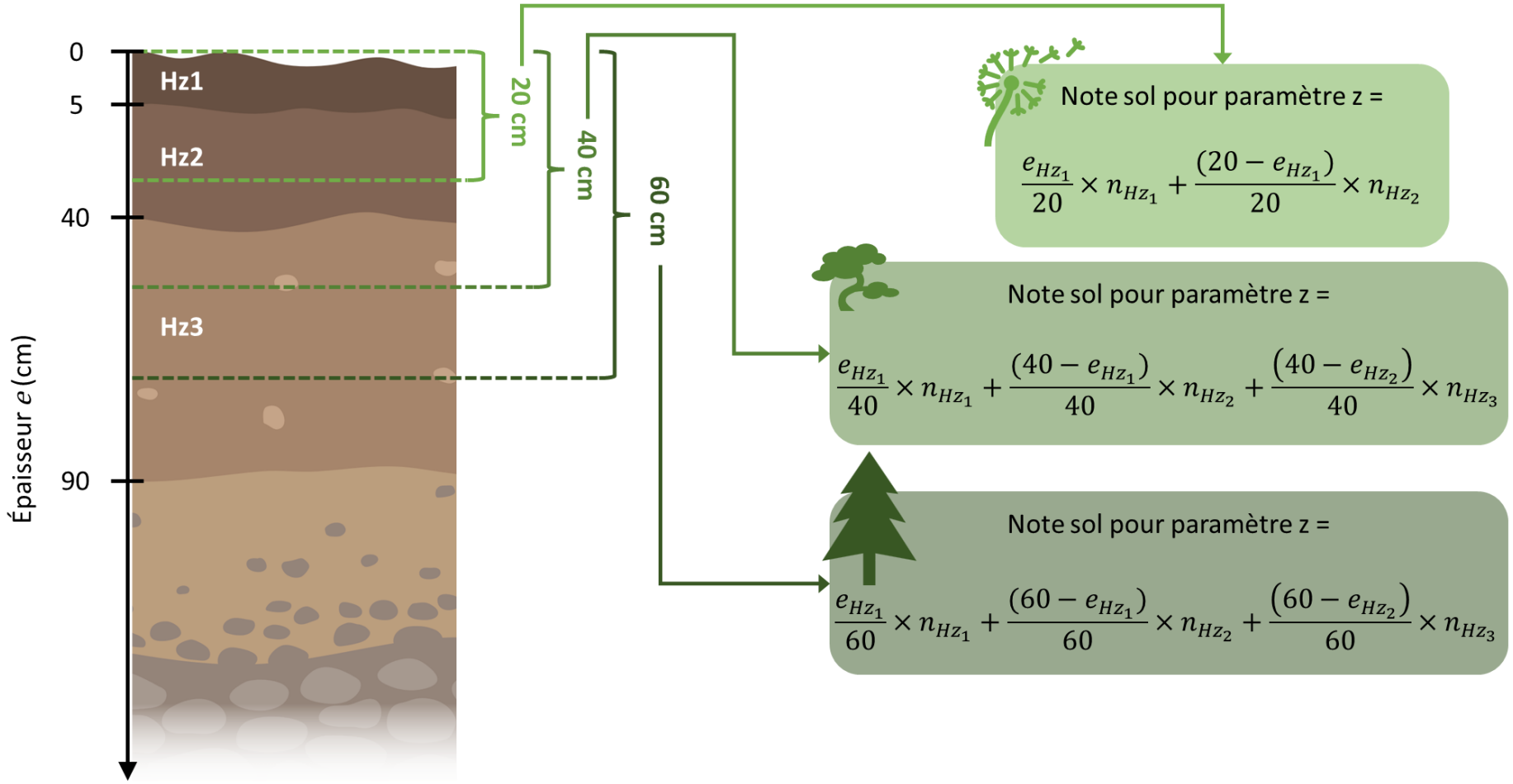


*Figure 39. Schéma conceptuel de la construction des coefficients de correction des notes (n) des indicateurs pour des **profondeurs fixes** en prenant en compte les épaisseurs (e) des horizons englobant tout ou partie des profondeurs fixes.*

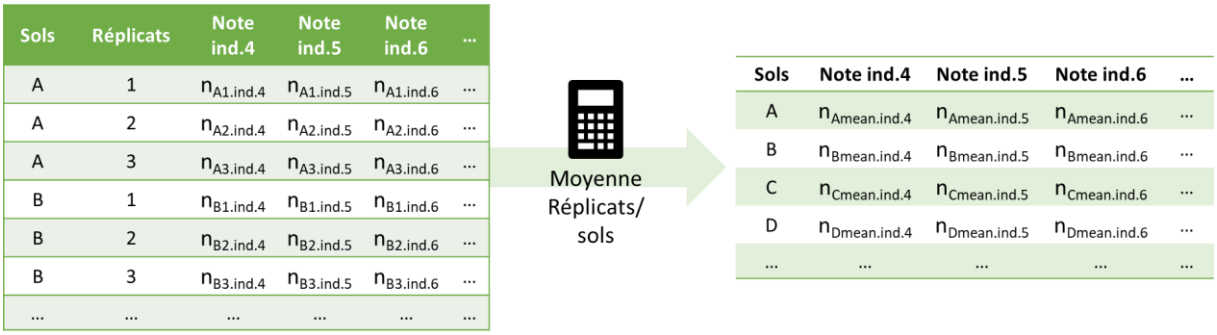


*Figure 40. Schéma conceptuel du calcul et du traitement des notes d'indicateurs uniquement mesurés au niveau des **sols de surface** de la campagne de terrain*

Les indicateurs mesurés dans les horizons sont notés de la même manière, puis corrigés à l'aide des coefficients associés aux profondeurs d'évaluation ou aux strates végétales ; les notes corrigées sont additionnées pour obtenir une valeur intégrée pour chaque sol (Figure 41).

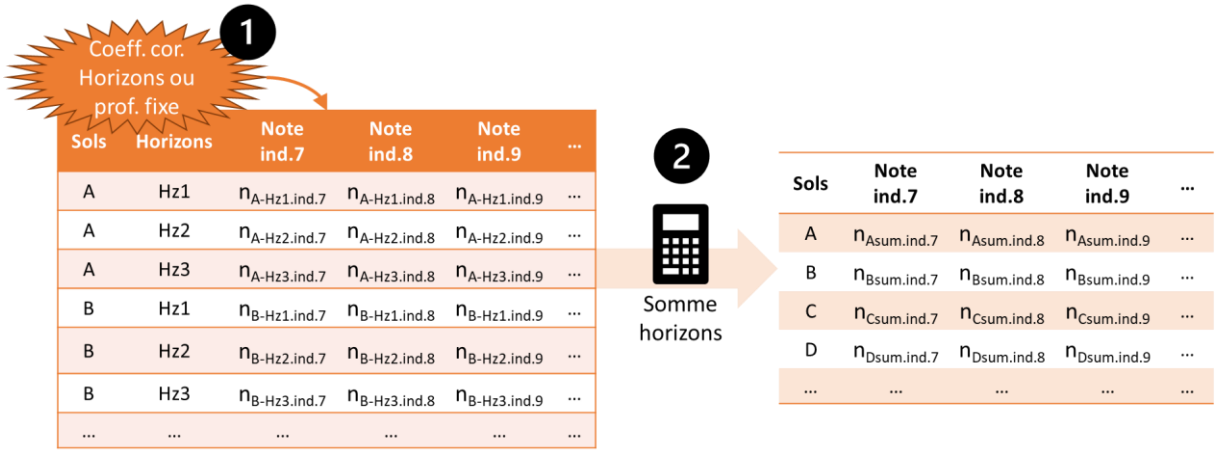


*Figure 41. Schéma conceptuel du calcul et du traitement des notes d'indicateurs mesurés au niveau des **horizons** de la campagne de terrain*

Les indicateurs mesurés à l'échelle du profil entier, déjà intégrateurs de la structure verticale, sont incorporés sans correction supplémentaire. Les trois tableaux obtenus (surface, horizons, profil entier) sont finalement fusionnés afin de constituer la matrice complète des indicateurs par sol (Figure 42).

Les indicateurs associés à une même sous-fonction sont ensuite agrégés par la moyenne de leurs notes, produisant une note unique de sous-fonction pour chaque sol. Les fonctions sont évaluées en calculant la moyenne des sous-fonctions qui leur sont associées. La note globale de multifonctionnalité correspond enfin à la somme des notes des fonctions, offrant une estimation intégrée du niveau de fonctionnement des sols étudiés.

	Fosse pédologique			Sols de surface			Horizons			
Sols	**Note ind.1**	**Note ind.2**	**Note ind.3**	**Note ind.4**	**Note ind.5**	**Note ind.6**	**Note ind.7**	**Note ind.8**	**Note ind.9**	**…**
A	$n_{A.ind.1}$	$n_{A.ind.2}$	$n_{A.ind.3}$	$n_{Amean.ind.4}$	$n_{Amean.ind.5}$	$n_{Amean.ind.6}$	$n_{Asum.ind.7}$	$n_{Asum.ind.8}$	$n_{Asum.ind.9}$	…
B	$n_{B.ind.1}$	$n_{B.ind.2}$	$n_{B.ind.3}$	$n_{Bmean.ind.4}$	$n_{Bmean.ind.5}$	$n_{Bmean.ind.6}$	$n_{Bsum.ind.7}$	$n_{Bsum.ind.8}$	$n_{Bsum.ind.9}$	…
C	$n_{C.ind.1}$	$n_{C.ind.2}$	$n_{C.ind.3}$	$n_{Cmean.ind.4}$	$n_{Cmean.ind.5}$	$n_{Cmean.ind.6}$	$n_{Csum.ind.7}$	$n_{Csum.ind.8}$	$n_{Csum.ind.9}$	…
D	$n_{D.ind.1}$	$n_{D.ind.2}$	$n_{D.ind.3}$	$n_{Dmean.ind.4}$	$n_{Dmean.ind.5}$	$n_{Dmean.ind.6}$	$n_{Dsum.ind.7}$	$n_{Dsum.ind.8}$	$n_{Dsum.ind.9}$	…
…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…

Figure 42. Schéma conceptuel de l'agrégation des notes d'indicateurs des trois échelles de mesures de la campagne de terrain

Une précision méthodologique s'impose concernant quatre indicateurs identifiés au Chapitre 2 mais non retenus dans le modèle cognitif. L'activité enzymatique de la N-acétyl-glucosaminidase présentait des valeurs trop faibles pour être interprétée de manière fiable, tandis que la diversité fongique obtenue par séquençage (18S) n'a pas pu être exploitée en raison d'une erreur technique. Enfin, les teneurs en composés organiques totaux et en éléments traces métalliques totaux n'ont pas été mesurées sur les sols étudiés, ceux-ci ayant été préalablement dépollués, rendant ces analyses non pertinentes dans ce contexte. Leur exclusion est ainsi méthodologiquement justifiée.

3. Résultats

Les résultats sont présentés sous forme de médiane accompagnée de l'intervalle interquartile (IQR), selon le format « médiane (IQR : x – y) » où x correspondant au premier quartile et y correspondant au troisième quartile. Cette représentation permet de synthétiser la distribution et la dispersion des notes obtenues pour les sous-fonctions et les fonctions.

3.1. Les notes des fonctions

Les notes finales de multifonctionnalité ont varié entre 6,15/24 et 14,87/24, avec une médiane de 11,35/24 (IQR : 9,66–12,40). Les sols les moins performants ont été BPF (6,15/24), ACD1 (9,41/24), BOD (9,63/24) et ACD2 (9,67/24), tandis que les notes les plus élevées ont été observées pour BC (14,87/24), AC (12,98/24), BAD1 (12,60/24) et ACD3 (12,33/24) (Tableau 28). Les autres sols ont présenté des notes intermédiaires, comprises entre 10,69/24 (APF) et 12,07/24 (BAD2). Les notes attribuées aux différentes fonctions, pour tous les sols étudiés, ont varié globalement entre 0,37/3 et 2,29/3, avec des médianes comprises entre 1,12/3 et 1,65/3 selon les fonctions.

Pour la fonction « **Cycle de la matière organique** », les notes se sont échelonnées de 0,74/3 (BPF) à 1,78/3 (BC), pour une médiane de 1,37/3 (IQR : 1,28–1,56). Les notes les plus faibles ont concerné BPF,

BOD (1,05/3) et ACD2 (1,15/3), tandis que BC, AC (1,63/3), ACD3 (1,59/3) et BAD1 (1,49/3) ont présenté les notes les plus élevées.

La fonction « **Production de biomasse végétale** » a présenté une variabilité marquée entre les sols étudiés, quelle que fût la strate considérée (arborée, arbustive ou herbacée). Pour la strate arborée, les notes ont varié de 0,43/3 (BPF) à 2,03/3 (BC), avec une médiane de 1,36/3 (IQR : 1,13–1,65). La strate arbustive a montré une dispersion similaire, comprise entre 0,38/3 (BPF) et 1,97/3 (BC), pour une médiane de 1,16/3 (IQR : 1,07–1,58), tandis que la strate herbacée a présenté des notes allant de 0,37/3 (BPF) à 1,94/3 (BC), avec une médiane de 1,12/3 (IQR : 1,01–1,56).

Dans les trois cas, BPF est apparu systématiquement comme le sol présentant les notes les plus faibles, souvent accompagné d'APF et d'ACD1 selon la strate considérée. À l'inverse, les sols BC, BAD1 et AC se sont distingués par des notes élevées récurrentes dans l'ensemble des strates. Cette convergence a indiqué que les différences observées entre sols relevaient davantage de contrastes structurels que de variations spécifiques à une strate, les mêmes sols ayant occupé de manière cohérente les extrémités basse ou haute de la distribution pour l'ensemble de cette fonction.

Pour la fonction « **Réservoir pour la biodiversité** », les notes ont varié entre 0,77/3 (BPF) et 1,58/3 (AC), avec une médiane de 1,27/3 (IQR : 1,14–1,38). Les notes les plus faibles ont été observées pour BPF et BBAD (1,08/3), tandis que AC, ACD3 (1,50/3) et BC (1,54/3) ont présenté les notes les plus élevées. La variabilité observée a été plus faible que celle des fonctions de production végétale.

Pour la fonction « **Résistance physique** », les notes se sont échelonnées de 1,35/3 (BPF) à 2,29/3 (APF), avec une médiane de 1,65/3 (IQR : 1,56–1,79). APF a présenté la note la plus élevée, suivi de AAD (2,07/3). Les notes les plus faibles ont concerné BPF (1,35/3) et ACD1 (1,43/3). La majorité des sols a affiché des notes comprises entre 1,5/3 et 1,8/3, indiquant une fonction généralement bien assurée.

Pour la fonction « **Rétention, circulation et infiltration de l'eau** », les notes ont varié entre 1,00/3 (BPF et ACD1) et 1,85/3 (BC), avec une médiane de 1,35/3 (IQR : 1,12–1,61). Les notes les plus faibles ont concerné BPF, ACD1 et BOD (1,07/3), tandis que BC (1,85/3), APF (1,71/3) et BAD2 (1,61/3) ont présenté les notes les plus élevées.

Enfin, les notes obtenues pour la fonction « **Rétention, stock et transformation des polluants** » n'ont pas été détaillées ici en l'absence des indicateurs « teneurs en composés organiques totaux » et « teneurs en éléments traces métalliques totaux », qui n'ont pas été mesurés lors de la campagne de terrain.

Tableau 28. Ensemble des notes des sols de chaque fonction étudiée associées à la note totale de chaque sol. Les cellules roses indiquent les notes inférieures à 1 ; les cellules jaunes indiquent les notes comprises entre 1 et 1,5 ; les cellules vertes indiquent les notes comprises en 1,5 et 2 ; les cellules bleues indiquent les notes comprises entre 2 et 3. La note en gras est la note la plus élevée et celle soulignée est la plus faible sur l'ensemble des notes des fonctions des sols étudiés.

Sols	Cycle de la matière organique	Production de la biomasse végétale - strate arborée	Production de la biomasse végétale - strate arbustive	Production de la biomasse végétale - strate herbacée	Réservoir pour la biodiversité	Résistance physique	Rétention, circulation et infiltration de l'eau	Rétention, stock et transformations des polluants	Notes totales (sur 24)
AAD	1,56	1,38	1,10	1,01	1,27	2,07	1,64	1,95	12,01
AC	1,63	1,78	1,62	1,58	1,58	1,79	1,38	1,62	12,98
ACD1	1,37	1,13	1,03	1,00	1,35	1,43	1,05	1,01	9,41
ACD2	1,15	1,08	1,08	1,05	1,35	1,69	1,14	1,09	9,67
ACD3	1,59	1,61	1,55	1,45	1,50	1,80	1,32	1,47	12,33
APF	1,37	0,91	0,82	0,79	1,12	**2,29**	1,71	1,60	10,69
BAD1	1,49	1,70	1,64	1,62	1,19	1,61	1,52	1,79	12,60
BAD2	1,33	1,57	1,51	1,53	1,15	1,42	1,61	1,92	12,07
BBAD	1,38	1,32	1,21	1,17	1,08	1,61	1,13	0,92	9,76
BC	1,78	2,01	1,95	1,93	1,54	1,74	1,85	2,03	14,87
BOD	1,05	1,28	1,06	0,97	1,27	1,62	1,07	1,28	9,63
BPF	0,74	0,43	0,38	<u>0,37</u>	0,77	1,35	1,00	1,20	6,15

3.2. Les notes des sous-fonctions

L'ensemble des 276 notes attribuées aux sous-fonctions des sols a présenté une distribution tendant vers des notes faibles à intermédiaires (Figure 43). Une seule note a correspondu à la catégorie « n = 0 », tandis que les notes supérieures à 0 mais inférieures à 1 ont été les plus représentées (91 occurrences). 74 notes ont été comprises entre 1 et 1,5 et 72 notes ont été comprises entre 1,5 et 2. Les notes plus élevées ont été nettement moins fréquentes : 34 notes ont été comprises entre 2 et 2,5, seulement 5 entre 2,5 et 3, et aucune note n'a atteint la valeur maximale de 3.

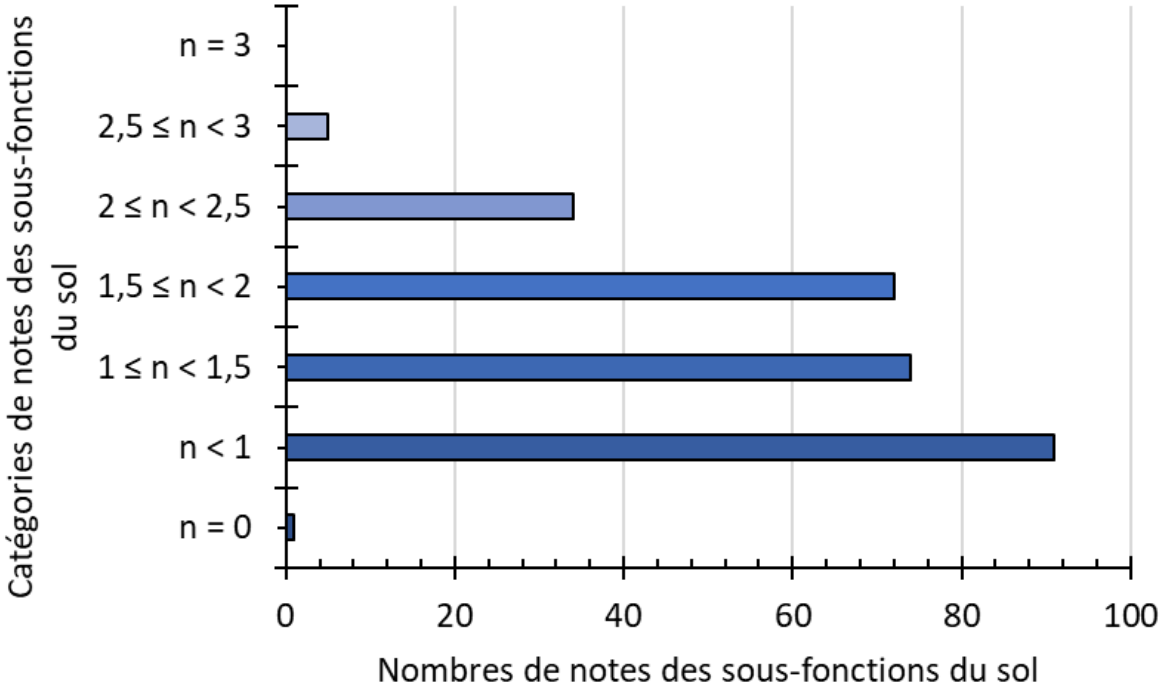


Figure 43. Répartition et nombre des notes des sous-fonctions des sols dans les différentes catégories de note.

3.2.1. Sous-fonctions de la fonction du « Cycle de la matière organique »

Les deux sous-fonctions du « Cycle de la matière organique » ont présenté une variabilité notable entre les sols étudiés (Tableau 29). Les notes de la sous-fonction « Stockage du carbone » se sont échelonnées entre 0,50/3 et 2,03/3 selon les sols. Les notes les plus faibles ont été observées pour APF et BPF (0,50/3). BAD1, BAD2 et BC ont obtenu les notes les plus élevées, respectivement 2,03/3, 1,96/3 et 1,79/3. Les sols AAD, AC, ACD1, ACD2, ACD3, BBAD et BOD ont présenté des notes comprises entre 0,75/3 et 1,70/3. Pour la sous-fonction « Transformation de la matière organique », les notes ont varié entre 0,78/3 et 1,78/3. BPF a présenté la note la plus faible (0,78/3), tandis que BC a atteint la note maximale (1,78/3). Les autres sols (AAD, AC, ACD1, ACD2, ACD3, APF, BAD1, BAD2, BBAD, BOD) se sont situés entre 1/3 et 1,7/3 (Tableau 29).

Tableau 29. Ensemble des notes des sols pour les sous-fonctions « Stockage du carbone » et de « Transformation de la matière organique » de la fonction « Cycle de la matière organique »

Sols	Stockage du carbone (sur 3)	Transformation de la matière organique (sur 3)
AAD	0,75	1,70
AC	1,52	1,65
ACD1	1,47	1,35
ACD2	1,50	1,09
ACD3	1,70	1,57
APF	0,50	1,52
BAD1	2,03	1,39
BAD2	1,96	1,22
BBAD	1,29	1,39
BC	1,79	1,78
BOD	1,31	1,00
BPF	0,50	0,78

3.2.2. Sous-fonctions de la fonction « Production de biomasse végétale »

Les sous-fonctions de la strate arborée ont présenté des notes couvrant une large amplitude selon les sols (Tableau 30). Les notes les plus faibles ont concerné APF et BPF, comprises entre 0,02/3 et 0,34/3 selon les sous-fonctions. Les sols AAD, ACD1, ACD2, ACD3, BBAD et BOD ont occupé des classes intermédiaires. Les notes les plus élevées ont été obtenues par AC, BAD1, BAD2 et BC, avec notamment pour BC des notes ayant atteint 2,80/3 pour le stock des nutriments ou 2,27/3 pour la phytodisponibilité.

Les strates arbustive et herbacée ont présenté la même hiérarchie entre sols, APF et BPF ayant été systématiquement les moins performants et BC, AC, BAD1 et BAD2 les plus performants. Les notes y ont été globalement légèrement plus élevées que pour la strate arborée, mais la distribution des sols entre classes faibles, intermédiaires et élevées est restée similaire, de même que les amplitudes observées pour chaque sous-fonction (Tableau 30).

L'ensemble des sols (AAD, AC, ACD1, ACD2, ACD3, APF, BAD1, BAD2, BBAD, BC, BOD, BPF) a présenté des variations de notes comparables dans chacune des trois strates végétales. Dans tous les cas, les notes minimales ont été enregistrées pour APF et BPF pour l'ensemble des sous-fonctions, tandis que BC a présenté les notes les plus élevées. Les sols AC, BAD1 et BAD2 ont affiché également des notes situées dans les plages supérieures, alors que les autres sols se sont répartis dans les classes intermédiaires selon les sous-fonctions (Tableau 30).

Tableau 30. Ensemble des notes des sols pour les sous-fonctions « Transformation de la matière organique », « Stocks des nutriments », « Phytodisponibilités des nutriments », « Support d'ancrage » et « Rétention en eau utile » avec le détail des notes par types de strates végétales (Arbo. : Arborée ; Arbu. : Arbustive ; Herb. : Herbacée)

Sols	Transformation de la matière organique (sur 3)	Stocks des nutriments (sur 3)			Phytodisponibilités des nutriments (sur 3)			Support d'ancrage (sur 3)			Rétention en eau utile (sur 3)		
		Arbo.	*Arbu.*	*Herb.*	*Arbo.*	*Arbu.*	*Herb.*	*Arbo.*	*Arbu.*	*Herb.*	*Arbo.*	*Arbu.*	*Herb.*
AAD	1,70	0,16	0,24	0,47	0,84	0,96	1,33	0,90	1,08	1,61	0,54	0,69	1,16
AC	1,65	1,27	1,30	1,60	1,30	1,35	1,50	2,14	2,18	2,45	1,62	1,70	2,02
ACD1	1,35	0,63	0,65	0,70	0,67	0,70	0,80	1,32	1,39	1,59	0,87	0,92	1,08
ACD2	1,09	0,78	0,77	0,73	0,83	0,84	0,83	1,56	1,64	1,64	1,10	1,17	1,18
ACD3	1,57	1,33	1,50	1,80	1,17	1,30	1,40	1,94	2,09	2,18	1,38	1,54	1,54
APF	1,52	0,02	0,04	0,07	0,56	0,60	0,69	0,61	0,69	0,93	0,34	0,39	0,55
BAD1	1,39	1,48	1,52	1,64	1,49	1,51	1,57	2,04	2,10	2,29	2,02	2,02	2,05
BAD2	1,22	1,79	1,78	1,96	1,44	1,44	1,57	2,04	1,97	1,95	1,78	1,71	1,80
BBAD	1,39	0,93	1,00	1,20	0,98	1,01	1,13	1,32	1,39	1,59	1,05	1,12	1,31
BC	1,78	2,04	2,26	2,80	1,79	1,81	1,85	2,27	2,27	2,27	2,13	2,16	2,23
BOD	1,00	0,57	0,60	0,60	0,92	1,03	1,25	1,36	1,59	2,09	0,88	1,04	1,46
BPF	0,78	0,04	0,06	0,12	0,33	0,35	0,39	0,09	0,14	0,27	0,05	0,07	0,14

3.2.3. Sous-fonctions de la fonction « Réservoir pour la biodiversité »

Les notes attribuées à la sous-fonction « Réservoir de biodiversité spécifique » ont varié entre 0,00/3 et 1,00/3 selon les sols (Tableau 31). Le sol BPF a obtenu la note la plus faible (0,00/3). Les sols AAD, APF, BAD1, BAD2 et BBAD ont présenté une note de 0,33/3, tandis que AC, ACD1, ACD2, BC et BOD ont affiché une note de 0,67/3. Le sol ACD3 a obtenu la note la plus élevée (1,00/3).

Pour la sous-fonction « Réservoir de biodiversité spécifique », les notes se sont étendues sur une amplitude modérée allant de 0,63/3 à 1,25/3 selon les sols (Tableau 31). BPF a présenté la note minimale (0,63/3). Seuls les sols AC, BC et ACD3 ont eu des notes supérieures à 1, avec la note la plus élevée de 1,25/3 pour ACD3.

Quant à la sous-fonction « Réservoir d'habitat », les notes ont varié peu et seulement entre 1,00/3 et 2,00/3. Le sol BPF a présenté la note la plus faible (1,00/3) et AC la plus élevée (2,00/3) (Tableau 31).

Tableau 31. Ensemble des notes des sols pour les sous-fonctions « Réservoir de biodiversité spécifique », « Réservoir de biodiversité fonctionnelle » et « Réservoir d'habitat » de la fonction « Réservoir pour la biodiversité ».

Sols	Réservoir de biodiversité spécifique (sur 3)	Réservoir de biodiversité fonctionnelle (sur 3)	Réservoir d'habitat (sur 3)
AAD	0,33	0,88	1,67
AC	0,67	1,13	2,00
ACD1	0,67	0,75	1,80
ACD2	0,67	0,88	1,73
ACD3	1,00	1,25	1,73
APF	0,33	0,75	1,47
BAD1	0,33	0,75	1,60
BAD2	0,33	0,88	1,47
BBAD	0,33	0,75	1,40
BC	0,67	1,13	1,93
BOD	0,67	0,88	1,60
BPF	0,00	0,63	1,00

3.2.4. Sous-fonctions de la fonction « Résistance physique »

Les deux sous-fonctions de la fonction « Résistance physique » ont présenté une variabilité notable entre les sols étudiés (Tableau 32). Les notes de la sous-fonction « Circulation et infiltration de l'eau » ont varié de 1,29/3 à 2,17/3 selon les sols. Le sol BOD a présenté la note la plus faible (1,29/3), et seul APF a eu une note supérieure à 2 (2,17/3).

La sous-fonction « Stabilité physique » a présenté des notes qui se sont étendues de 1,00/3 à 2,60/3. Le sol BPF a présenté la note la plus faible (1,00/3), BAD2, ACD1 et BC ont obtenu des notes inférieures

à 2, tandis que les autres sols ont obtenu des notes supérieures à 2 avec les notes les plus élevées pour AAD et APF avec 2,60/3 (Tableau 32).

Tableau 32. Ensemble des notes des sols pour les sous-fonctions « Circulation et infiltration de l'eau » et « Stabilité physique » de la fonction « Résistance physique ».

Sols	Circulation et infiltration de l'eau (sur 3)	Stabilité physique (sur 3)
AAD	1,85	2,60
AC	1,54	2,40
ACD1	1,36	1,60
ACD2	1,47	2,20
ACD3	1,55	2,40
APF	2,17	2,60
BAD1	1,36	2,20
BAD2	1,51	1,20
BBAD	1,45	2,00
BC	1,79	1,60
BOD	1,29	2,40
BPF	1,50	1,00

3.2.5. Sous-fonctions de la fonction « Rétention, circulation et infiltration de l'eau »

Les deux sous-fonctions de la fonction « Rétention, circulation et infiltration de l'eau » ont présenté une variabilité notable entre les sols étudiés (Tableau 33).

Tableau 33. Ensemble des notes des sols pour les sous-fonctions « Circulation et infiltration de l'eau » et « Rétention en eau » de la fonction « Rétention, circulation et infiltration de l'eau ».

Sols	Circulation et infiltration de l'eau (sur 3)	Rétention en eau (sur 3)
AAD	1,85	1,43
AC	1,54	1,23
ACD1	1,36	0,74
ACD2	1,47	0,81
ACD3	1,55	1,10
APF	2,17	1,25
BAD1	1,36	1,68
BAD2	1,51	1,70
BBAD	1,45	0,81
BC	1,79	1,90
BOD	1,29	0,85
BPF	1,50	0,50

La sous-fonction « Circulation et infiltration de l'eau » a présenté des notes qui se sont étendues de 1,29/3 à 2,17/3. Le sol BOD a présenté la note la plus faible et APF la plus élevée.

La sous-fonction « Rétention en eau » a présenté des notes ayant varié entre 0,50/3 et 1,90/3. Le sol BPF a présenté la note la plus faible (0,50/3), ACD1, ACD2, BBAD et BOD ont obtenu des notes inférieures à 1 tandis que AC, APF, ACD3, AAD, BAD1 et BAD2 ont présenté des notes supérieures à 1. BC a obtenu la note la plus élevée (1,90/3).

4. Discussion

Le modèle cognitif développé dans ce Chapitre a pour objectif de fournir une représentation intégrée et cohérente du fonctionnement des sols étudiés, en articulant de manière hiérarchique les indicateurs, les sous-fonctions et les fonctions. Sa structure permet de mobiliser simultanément des informations issues de différentes échelles (surface, horizons, profil), tout en combinant mesures quantitatives et observations qualitatives. Cette approche répond ainsi aux limites identifiées dans les deux modèles précédents, qui s'appuyaient soit sur un nombre restreint d'indicateurs, soit sur des jeux de données focalisés uniquement sur la couche de surface, comme cela est fréquemment le cas dans les approches par indicateurs biologiques ou dans les diagnostics simplifiés appliqués aux sols technogéniques (Allory, 2022 ; Obriot *et al.*, 2016 ; Rinot *et al.*, 2019).

Les résultats montrent que le modèle est en mesure d'intégrer cet ensemble hétérogène de données pour produire un diagnostic fonctionnel global, tout en restituant des contrastes sensibles entre sols. Ce troisième modèle est fondé sur l'intégration de référentiels thématiques issus de la pédologie, de l'écologie, de l'hydrologie des sols et de l'agronomie (Calvaruso *et al.*, 2019 ; Cherel *et al.*, 2016 ; Schwartz *et al.*, 2022). Le modèle permet ainsi à un utilisateur non spécialiste de disposer d'une lecture structurée du fonctionnement du sol, en traduisant la combinaison de processus variés (biodisponibilité, structure, activités microbiennes, contraintes mécaniques) en des notes cohérentes et aisément interprétables.

La cohérence observée dans les hiérarchies entre sols ne signifiait pas que le modèle se contentait de reproduire des informations déjà connues. Elle montrait au contraire qu'il organisait correctement les notes issues de différentes sous-fonctions pour produire un diagnostic global cohérent avec les connaissances disponibles sur les sols technogéniques (Bilibio *et al.*, 2022 ; Cheval, 2023 ; Leguédois *et al.*, 2016 ; Séré *et al.*, 2010). En intégrant simultanément un large ensemble de propriétés physiques, chimiques et biologiques mesurées à deux échelles complémentaires (surface et profil entier), chacune rattachée à des sous-fonctions spécifiques, le modèle offre en effet une approche intégrative indispensable pour évaluer des milieux hétérogènes horizontalement et verticalement, comme le sont les sols industriels (Drenning *et al.*, 2024 ; Rosén *et al.*, 2015 ; Volchko *et al.*, 2014a, 2014b, 2014c, 2013).

Dans cette perspective, il est également pertinent d'examiner le fonctionnement interne du modèle, indépendamment des valeurs obtenues pour chaque sol. Plusieurs sous-fonctions se sont révélées fortement discriminantes, comme celle à la circulation de l'eau ou celle du stockage du carbone, car elles mobilisent un nombre important d'indicateurs représentatifs de processus variés. À l'inverse, certaines sous-fonctions reposent sur un panel plus restreint (par exemple les sous-fonctions de réservoir pour la biodiversité fonctionnelle ou la stabilité physique) et contribuent moins à la différenciation globale. On note également que des indicateurs pivots comme la texture, la structure, la fraction grossière ou la densité racinaire interviennent dans plusieurs sous-fonctions, ce qui renforce leur influence globale sur les notes obtenues par les sols. Enfin, la présence de corrélations implicites entre certaines sous-fonctions (par exemple entre stockage du carbone, transformation de la matière organique et phytodisponibilité des nutriments) traduit la cohérence interne du modèle et son adéquation avec les interrelations connues entre processus du sol, déjà mises en évidence dans des approches intégratives similaires (Andrews *et al.*, 2004 ; Brauman et Thoumazeau, 2020).

L'évaluation du cycle de la matière organique illustre également ce fonctionnement. Les hiérarchies entre sols sont cohérentes avec ce que l'on sait des liens entre dynamique de la matière organique, niveaux d'activité microbienne et propriétés physico-chimiques qui les conditionnent (Allory *et al.*, 2022 ; Obriot *et al.*, 2016 ; Stone et Elioff, 1998). Les sols ACD2, BOD ou BPF, caractérisés par des contraintes physiques marquées, de faibles teneurs en carbone organique utilisable ou une activité microbienne limitée, obtiennent ainsi les notes les plus basses, tandis que BC, qui présente des conditions plus favorables au fonctionnement biogéochimique, obtient les notes les plus élevées. Le modèle parvient donc à traduire de manière synthétique, mais fidèle, les processus impliqués dans le cycle de la matière organique.

Les Technosols BAD1, BAD2 et BBAD nécessitent toutefois une interprétation spécifique dans ce contexte. Issus de dépôts de résidus de combustion du charbon fossile, ces sols présentent en effet des caractéristiques initiales très particulières : un pH fortement alcalin, une activité biologique quasi inexistante et des teneurs en carbone exceptionnellement élevées, mais constituées en grande partie de carbone organique résiduel, peu ou pas accessible au métabolisme microbien (Gupta *et al.*, 2002 ; Kim *et al.*, 2022 ; Klubek *et al.*, 1992 ; Uzarowicz *et al.*, 2017). Ce carbone, bien que présent en quantité, ne contribue pas immédiatement à une dynamique microbienne active, ce qui limite les processus de décomposition, de stabilisation et de renouvellement de la matière organique. Leur pédogenèse repose alors sur des processus lents d'altération minérale, de carbonatation secondaire et de colonisation progressive par la végétation, permettant l'installation graduelle de micro-organismes et la formation d'un horizon organo-minéral fonctionnel (Jasionkowski *et al.*, 2016 ; Petrović *et al.*, 2023). Dans ce contexte, les notes intermédiaires obtenues pour BAD1, BAD2 et BBAD ne reflètent pas une

bonne performance immédiate, mais traduisent plutôt l'état transitoire de Technosols en cours de « refonctionnalisation » biologique, dont la dynamique organique reste contrainte par leur origine technogénique et par la nature du carbone présent. Ces sols s'inscrivent ainsi dans une trajectoire pédogénétique particulière, façonnée par les propriétés initiales des cendres de charbon et par la lenteur des processus permettant le retour d'un fonctionnement biogéochimique actif (Petrović *et al.*, 2023 ; Uzarowicz *et al.*, 2018a).

Les résultats liés à la production de biomasse végétale s'inscrivent dans la continuité des tendances observées pour les autres fonctions. Les variations de notes entre strates végétales (arborée, arbustive et herbacée) reflètent de manière cohérente les différences de structure, de disponibilité en eau, de contraintes mécaniques et de propriétés physico-chimiques des sols, caractéristiques fréquentes des milieux anthropisés et industriels (Barrutia *et al.*, 2011 ; Cherel *et al.*, 2016 ; Schwartz *et al.*, 2022 ; Vidal-Beaudet, 2018). Comme attendu, APF présente les niveaux les plus faibles dans l'ensemble des strates, tandis que BC obtient systématiquement les notes les plus élevées. Ces résultats s'expliquent par la sensibilité de la production végétale à des déterminants bien établis de la fertilité des sols, tels que la disponibilité en nutriments, l'activité microbienne, l'aération et les conditions physiques locales (Chaparro *et al.*, 2012 ; Ekberli et Kerimova, 2008 ; Hartemink, 2005 ; Patzel *et al.*, 2000). Dans ce cadre, le modèle ne met pas en évidence des interactions complexes entre propriétés du sol et exigences fonctionnelles des plantes, mais reflète plutôt la manière dont les différentes strates végétales réagissent de façon convergente à ces mêmes contraintes pédologiques. La cohérence observée entre strates traduit donc principalement la réponse intégrée des plantes aux propriétés limitantes ou favorables des sols fortement anthropisés, plutôt que la mise en évidence d'une structuration fonctionnelle propre à chaque strate (Craine *et al.*, 2001 ; Iwasaki *et al.*, 2017 ; Manfredi *et al.*, 2019).

Les fonctions liées à la biodiversité (spécifique, fonctionnelle et capacité à constituer un habitat) présentent également des contrastes attendus. Les sols BPF ou BBAD, limités par leur faible teneur en matière organique, une compaction marquée ou une structure peu favorable, obtiennent des notes faibles, contrairement à ACD3 ou BC, plus propices au développement biologique. De tels schémas sont cohérents avec ce que l'on observe classiquement dans les sols reconstruits, industriels ou fortement anthropisés : la diversité des organismes du sol y est fortement influencée par la structure, la disponibilité en ressources, l'aération et la porosité, ainsi que par l'état de la matière organique (Geisen *et al.*, 2019 ; Guilland, 2018 ; Vincent *et al.*, 2018a, 2018b). Les micro-organismes, la microfaune et la macrofaune réagissent en effet de manière sensible à ces paramètres abiotiques, qui conditionnent leur installation et l'organisation de leurs communautés (Frouz *et al.*, 2009 ; Mummey et Stahl, 2004 ; Nisa *et al.*, 2021). Dans ce cadre, les différences de notes obtenues entre sols ne révèlent pas l'effet d'un facteur unique, mais traduisent la réponse intégrée des communautés du sol

à un ensemble de contraintes édaphiques typiques de ces milieux (Montanarella *et al.*, 2018 ; Ouédraogo *et al.*, 2024 ; Schittko *et al.*, 2022).

Les sous-fonctions associées à la résistance physique et à la circulation de l'eau mettent en évidence des contrastes attendus entre les sols étudiés. Les sols ACD1, BAD1 ou BOD, caractérisés par des structures compactées, une porosité réduite ou une organisation pédologique peu favorable à l'infiltration, obtiennent des notes faibles, tandis qu'AAD, APF ou BC présentent des notes plus élevées, cohérentes avec des structures plus perméables. De tels contrastes sont largement documentés dans la littérature portant sur les sols urbains, anthropisés ou technogéniques, où la compaction, la densité apparente et l'histoire des matériaux utilisés conditionnent fortement les capacités d'infiltration, la circulation de l'eau et la conductivité hydraulique (Assouline, 2006 ; Gregory *et al.*, 2006 ; Paradelo *et al.*, 2024 ; Pouyat *et al.*, 2007 ; Prokof'eva *et al.*, 2021). Ces tendances sont également cohérentes avec les propriétés physiques spécifiques des Technosols issus de matériaux minéraux ou de résidus industriels, souvent marqués par une macrostructure irrégulière, des zones compactées ou cimentées et une perméabilité hétérogène (Bilibio *et al.*, 2022 ; Kaczmarek *et al.*, 2023 ; Vidal-Beaudet, 2018 ; Vieillard *et al.*, 2023).

Malgré ces résultats globalement cohérents, plusieurs limites méthodologiques méritent d'être soulignées. La première concerne l'hétérogénéité du nombre et de la nature des indicateurs au sein des sous-fonctions, qui peut conduire à une représentation inégale de certains processus, un point déjà soulevé dans d'autres travaux reposant sur des approches multicritères (Calvaruso *et al.*, 2019 ; Obriot *et al.*, 2016 ; Rinot *et al.*, 2019). Une seconde limite tient au choix d'une absence de pondération entre indicateurs et entre sous-fonctions. Il ne s'agit pas d'une impossibilité technique, mais d'un choix méthodologique motivé par l'absence de connaissances fiables permettant d'attribuer des poids différenciés sans introduire de biais subjectifs, comme le soulignent plusieurs travaux dédiés à l'évaluation quantitative des fonctions du sol (Vogel *et al.*, 2019 ; Volchko *et al.*, 2014a, 2014c). De plus, le fait que certains indicateurs structurants, comme la texture, interviennent dans plusieurs sous-fonctions ne compromet pas leur intégration, mais renforce la nécessité d'une pondération transparente et étayée, qui ne peut être justifiée à ce stade faute de références suffisamment robustes dans le contexte des Technosols (Cherel *et al.*, 2016 ; Schwartz *et al.*, 2022). Enfin, le modèle repose sur un diagnostic statique issu d'une campagne d'échantillonnage unique. Si cette approche est courante dans l'évaluation de la qualité des sols, elle ne permet pas de capturer la dynamique temporelle potentiellement rapide observée dans certains sols anthropisés, notamment dans les Technosols récents où les processus pédogénétiques et biologiques peuvent évoluer sur des pas de temps courts (Séré *et al.*, 2010 ; Vidal-Beaudet, 2018). Une évaluation répétée dans le temps

permettrait ainsi de mieux apprécier l'évolution fonctionnelle de ces sols et de consolider les tendances détectées par le modèle.

Au-delà des limites identifiées, ce troisième modèle apporte un cadre d'intégration particulièrement utile pour organiser l'ensemble des indicateurs mobilisés dans l'étude. Par sa structuration en sous-fonctions et fonctions, il permet de relier explicitement des propriétés physico-chimiques, biologiques et structurelles à des catégories fonctionnelles cohérentes, conformément aux démarches d'évaluation intégrative proposées dans la littérature pour appréhender la qualité ou la santé des sols (Arias *et al.*, 2005 ; Karlen *et al.*, 2019 ; Lehmann *et al.*, 2020). L'intérêt du modèle ne réside pas dans la mesure directe des fonctions, qui restent des concepts non directement observables, mais dans la capacité à transformer un ensemble d'indicateurs hétérogènes en une représentation synthétique du fonctionnement des sols. De ce point de vue, il s'inscrit dans la continuité des travaux visant à rendre opérationnelles les approches fondées sur l'organisation hiérarchique des indicateurs ou sur les minimum data sets (Andrews *et al.*, 2004 ; Brauman et Thoumazeau, 2020 ; Rabot *et al.*, 2017 ; Rinot *et al.*, 2019). En offrant une lecture structurée des processus mobilisés, il complète ainsi les deux modèles précédemment développés sans en reprendre les limites méthodologiques.

Le modèle présente également un intérêt opérationnel marqué pour le diagnostic et la gestion des sols technogéniques, dont les propriétés sont souvent hétérogènes et fortement conditionnées par l'histoire des matériaux ou des dépôts (Betancur-Corredor *et al.*, 2023). Les notes de sous-fonctions et de fonctions fournissent une représentation directe des composantes les plus limitantes du fonctionnement (disponibilité en eau, contrainte structurelle, faible activité biologique ou déficits en nutriments) et permettent d'identifier rapidement des leviers d'action pertinents. De telles orientations rejoignent les stratégies couramment proposées pour renforcer la fonctionnalité des sols perturbés, qu'il s'agisse d'améliorer l'activité biologique et la disponibilité en nutriments par des apports organiques (Barrutia *et al.*, 2011), de restaurer les services écologiques via l'activité des ingénieurs du sol (Lavelle *et al.*, 2016, 2006), ou d'accompagner la dynamique de refonctionnalisation par la végétalisation. En ce sens, le modèle pourrait, au-delà du diagnostic ponctuel, constituer un outil d'aide à la décision permettant de prioriser des actions de gestion ou de réhabilitation et d'orienter le suivi de la trajectoire fonctionnelle des sols.

5. Conclusion

Le modèle cognitif développé dans ce Chapitre propose une représentation intégrée du fonctionnement des sols technogéniques en organisant de manière cohérente l'ensemble des indicateurs mobilisés. Sa structuration en sous-fonctions et fonctions permet d'articuler des

dimensions biologiques, physiques et chimiques au sein d'un cadre commun, capable de restituer les contrastes fonctionnels observés entre les sols étudiés.

Malgré certaines limites liées à la nature des indicateurs disponibles et au caractère statique de l'évaluation, ce modèle offre une lecture synthétique et robuste de la multifonctionnalité des sols dans un contexte industriel marqué par une forte hétérogénéité. Il constitue ainsi un outil pertinent pour l'interprétation intégrée des données acquises.

Enfin, ce modèle servira de support aux analyses conduites dans les Chapitres suivants, en particulier pour l'étude des trajectoires de refonctionnalisation et l'évaluation de l'évolution fonctionnelle des sols soumis à des interventions ciblées.

Chapitre 7 – Essai de refonctionnalisation de sols anthropiques très dégradés : lien entre les indicateurs d'activités microbiennes et structurelle de sols dégradés et leurs états fonctionnels

L'ensemble des résultats et analyses en lien avec cet essai de refonctionnalisation sont encore en cours de traitement. Le présent Chapitre est une version qui ne traite encore que partiellement les résultats obtenus lors de cette expérimentation de refonctionnalisation et nécessitera d'approfondir certaines analyses et les interprétations associées.

1. Introduction

L'artificialisation et la dégradation des sols constituent aujourd'hui l'une des principales pressions exercées sur les écosystèmes terrestres, altérant profondément leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques et réduisant leur capacité à assurer des fonctions essentielles telles que la régulation hydrique, le stockage et la mise à disposition des nutriments ou la fourniture d'habitats pour la biodiversité (Béchet *et al.*, 2017 ; Fosse, 2019 ; Wong et Bradshaw, 2003). Ces perturbations, souvent liées aux opérations de terrassement, de compactage, d'excavation ou d'apports de matériaux technogéniques, conduisent à une perte de structure, à un appauvrissement marqué en matière organique et à une diminution importante de l'activité biologique (Allory, 2022 ; Cornu *et al.*, 2021).

Les Chapitres précédents ont permis d'établir un diagnostic fonctionnel de sols industriels présentant des niveaux contrastés de perturbation. Ce diagnostic, fondé sur un panel diversifié d'indicateurs bio-physico-chimiques, a mis en évidence que certains sols présentaient une activité biologique quasi nulle. Cela suggérait ainsi un effondrement profond de leurs processus fonctionnels puisque les microorganismes jouent un rôle déterminant dans divers processus tels que la décomposition de la matière organique, la minéralisation de l'azote et du phosphore et, plus largement, le fonctionnement des cycles biogéochimiques (Nannipieri *et al.*, 2018 ; Quiquampoix et Burns, 2007). Ces constats soulèvent une question centrale : dans quelle mesure des interventions ciblées, notamment un apport organique et une végétalisation, peuvent-elles initier une trajectoire de refonctionnalisation mesurable et durable ? Cette problématique est cohérente avec les résultats récents montrant que la restauration de sols industriels nécessite des leviers orientés vers la réactivation des fonctions hydriques, nutritives et biologiques (Baptist *et al.*, 2021 ; Panico *et al.*, 2019 ; Volchko *et al.*, 2013).

C'est dans ce contexte qu'une expérimentation en conditions contrôlées a été conduite sur trois sols industriels très dégradés. Deux leviers couramment mobilisés en génie écologique (un amendement

organique et un semis végétal) ont été appliqués afin d'évaluer leur capacité à stimuler la reprise de l'activité microbienne et le développement végétal, considérés comme des moteurs essentiels de la réactivation des processus écologiques (Belyaeva et Haynes, 2012 ; Heiskanen *et al.*, 2022 ; Mendez et Maier, 2008). Pour suivre la trajectoire de refonctionnalisation de ces sols dégradés, des indicateurs microbiens, reconnus pour leur sensibilité aux perturbations (Adetunji *et al.*, 2017 ; Finkenbein *et al.*, 2013) ont été sélectionnés (biomasse moléculaire, minéralisation du carbone, activités enzymatiques, diversité bactérienne), en plus de traits racinaires et des propriétés physico-chimiques (Barry *et al.*, 2025 ; Freschet *et al.*, 2018a, 2017 ; Séré *et al.*, 2008). En complément de la biomasse moléculaire et la diversité bactérienne (métabarcoding 16S) d'autres paramètres moléculaires microbiens ont été mesurés afin de mieux caractériser la structure et les potentialités fonctionnelles des communautés microbiennes. En effet, les abondances des gènes 16S et 18S (bactéries et champignons, respectivement), ainsi que leur ratio (16S/18S), informent sur la composition des communautés microbiennes des sols (Fierer *et al.*, 2021 ; Malik *et al.*, 2016) ; et les gènes fonctionnels liées au cycle de l'azote (*amoA*, *nirS*, *nosZ*, *nifH* ou *narG*) permettent d'identifier les différentes étapes de ce cycle dans les sols (Chon *et al.*, 2011 ; Tang *et al.*, 2010 ; Torsvik et Øvreås, 2002 ; Wang *et al.*, 2017) afin de mettre en évidence de possible points faibles dans le fonctionnement des sols.

Ainsi, ce Chapitre vise à répondre à trois questions centrales :

i. Comment l'amendement organique modifie-t-il la composition et les activités microbiennes au cours du temps dans les sols dégradés.
ii. Comment l'amendement organique influence la production de biomasse végétale ?
iii. Quels indicateurs biologiques reflètent la refonctionnalisation des sols et comment complètent-ils les indicateurs physico-chimiques mobilisés lors du diagnostic initial ?

2. Matériel et méthode

2.1. Dispositif expérimental

Le 20 mars 2024, du sol a été prélevé sur le site B, dans 3 zones d'activité : le dépôt de mâchefers (BBAD), la partie boisée du dépôt de cendres (BAD2) et l'ancien parc à fioul (BOD). Chaque sol a été acheminé dans des bacs en plastique de 80L avant d'être homogénéisé au BRGM. Une partie de ces sols homogénéisés a été utilisée afin de pouvoir constituer 45 microcosmes de 3L, l'autre a été utilisée pour constituer un mélange sol – compost afin de tester l'effet de l'apport de matière organique sur la production de biomasse. Le compost utilisé (© Truffaut) est à base de déchets vert, d'écorces, de tourbes et de fumier compostés et contenait 33,9% de carbone organique, 31,8 $g.kg^{-1}$ d'azote total, 4% de potassium, 0,6% de phosphore et un C/N de 10,66. La quantité de compost apportée a été

déterminée à partir des propriétés physico-chimiques initiales des sols et de celle du compost dans l'objectif d'atteindre un rapport C/N de 13. Le rapport carbone/azote (C/N) a été choisi car il est considéré comme un indicateur clé de l'équilibre nutritif du sol (Cousin *et al.*, 2025).

Pour chacun des trois sols, le calcul a été effectué en prenant en compte les propriétés du compost ajouté. Ainsi, il a été ajouté 450 g pour 1 kg pour les sols BAD2 et BBAD et 500 g de compost pour 1 kg pour le sol BOD. Pour chaque mélange sol prélevé/compost obtenu, 45 pots de 3L ont été constitués.

Au lancement de l'expérience (15 avril 2024), chaque microcosme a été semé avec 50 graines de Ray Grass Anglais (*Lolium perenne L.*) et 20 graines de trèfle blanc (*Trifolium repens L.*), correspondant à une densité de 2000 graines.m^{-2}. En raison du faible taux de germination, un deuxième puis un troisième semis ont été effectués respectivement 1 mois et 2 mois après le lancement de l'expérience.

Un suivi de ces microcosmes sur un an avec 5 dates de récolte en « sacrifice » a été opté plutôt qu'un suivi d'un même microcosme sur le long terme pour éviter toutes perturbations des activités microbiennes et une déstructuration du sol. À chaque temps expérimental, 18 microcosmes sont sacrifiés, correspondant à la combinaison des 3 sols étudiés (BBAD, BAD2 et BOD) et des 2 traitements appliqués (P : planté sans compost ; P+C : planté avec compost), avec 3 réplicas par couple sol–traitement (Figure 44).

Au total 90 microcosmes de 3L ont été cultivés sous serre et disposés aléatoirement, afin d'éviter des effets de blocs (après la photographie du la Figure 45), et arrosés 1 à 3 fois par semaine en fonction de la météo et de la saison (Figure 45). Les quatre premières dates de récolte ont eu lieu tous les 4 à 8 semaines (15 avril (temps 1), 13 mai (temps 2), le 8 juillet (temps 3), 10 septembre (temps 4) et la dernière après un an de culture (13 mai 2025 – temps 5)).

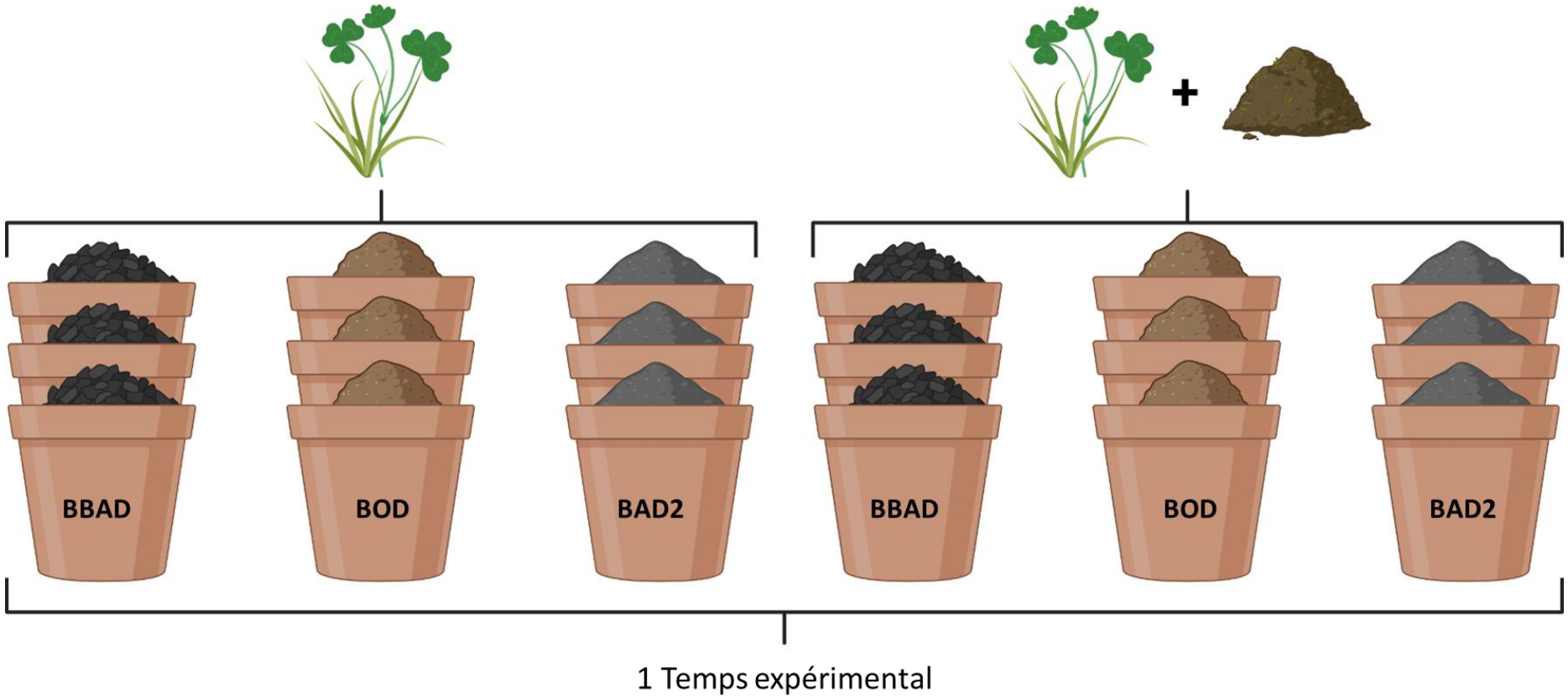


Figure 44. Schéma d'un lot de microcosmes du dispositif expérimental avec les différentes sols (BBAD : mâchefers ; BOD : parc à fioul ; BAD2 : cendres) et traitements (à gauche : plantés ; à droite : plantés avec compost) pour un temps de récolte donné.

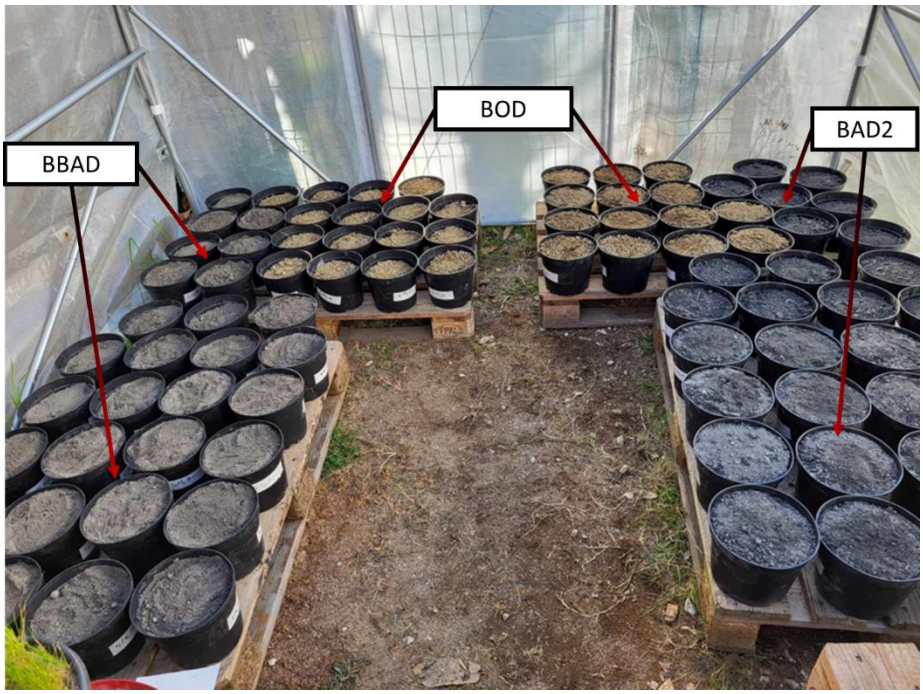


Figure 45. Ensemble des microcosmes du dispositif expérimental avant répartition aléatoire

2.2. Protocole d'échantillonnage

A chaque récolte et pour chacun des mésocosmes, les parties aériennes sont séparées des parties racinaires au niveau du collet des plantes. L'ensemble du système racinaire est récupéré à la suite de la désolidarisation de la motte des microcosmes en limitant au maximum les pertes de petites racines. Les parties aériennes et les parties racinaires ont été conditionnées séparément dans des sacs en papier et conservées au réfrigérateur à 4°C avant analyses. Après homogénéisation du sol, un sous-échantillon de 300 g est conditionné et conservé à 4°C avant d'être envoyé à un laboratoire sous-traitant pour les analyses physico-chimiques (Auréa). Un second sous-échantillon de 150 g est mis à sécher à l'air libre pendant 48 heures, avant d'être tamisé puis conditionné pour les différentes mesures microbiologiques (activités enzymatiques et extraction d'ADN) ainsi que pour effectuer les mesures de respiration microbienne, pour déterminer la Water Holding Capacity (WHC) et l'humidité résiduelle. Le conditionnement est le même que celui effectué lors de la campagne d'échantillonnage du Diagnostic fonctionnel (voir Chapitre 3).

2.3. Mesures et analyses

Les paramètres mesurés dans cette expérimentation sont, en partie, les mêmes que ceux mesurés lors de la campagne de terrain du Diagnostic fonctionnel, tels que la WHC, l'humidité résiduelle, le pH, le phosphore disponible, le carbone organique, le rapport C/N, l'azote total, les respirations microbiennes basale et induite, les activités enzymatiques de l'arylsulfatase (ARS), de la β-glucosidase (β-GLU), de la N-acétyl-glucosamidase (NAG) et de la phosphatase « neutre » (PHOS) et les racines (voir

Chapitre 3). Le choix de cet ensemble restreint d'indicateurs provient directement du MDS (Chapitre 2), qui a permis d'identifier les paramètres les plus sensibles et les plus directement impliqués dans la dynamique biologique des Technosols. Ces variables conditionnent en effet la disponibilité en ressources (eau, carbone, nutriments), structurent l'environnement des micro-organismes (pH, humidité) et contrôlent des processus métaboliques essentiels tels que la respiration ou la minéralisation (Bünemann *et al.*, 2018 ; Obriot *et al.*, 2016 ; Sinsabaugh *et al.*, 2009). Il était donc méthodologiquement cohérent de concentrer les mesures sur ces indicateurs clés, afin de suivre les réponses attendues à l'amendement organique et au couvert végétal, tout en évitant les redondances analytiques.

Dans cette section, seule les analyses spécifiques à cette expérimentation seront décrites.

2.3.1. Analyses physico-chimiques

L'azote nitrique (N-NO_3) et l'azote ammoniacale (N-NH_4) ont été déterminés, respectivement et conformément aux normes NF EN ISO 13395 et NF EN ISO 13878 par le laboratoire AUREA.

2.3.2. Activités enzymatiques

En plus des 4 activités enzymatiques extracellulaires citées précédemment, les activités de la phosphatase alcaline (PAK) (en lien avec le phosphore), l'uréase (URE) (en lien avec l'azote), l'**α**-glucosidase (α-GLU) (en lien avec le carbone) et la β-galactosidase (β-GAL) (en lien avec le carbone) ont été mesurées en suivant la norme ISO 20130:2018.

A partir des différentes activités enzymatiques en lien avec les différents cycles biogéochimiques (carbone, azote, phosphore, soufre) du sol, des indices d'activités et les ratios de ces activités ont été déterminés et calculés : l'indice des activités liées au cycle du carbone a été obtenu par la somme des activités de α-GLU, β-GAL et β-GLU ; l'indice des activités liées au cycle de l'azote a été obtenu par la somme des activités de NAG et URE ; l'indice des activités liées au cycle du phosphore a été obtenu par la somme des activités de PAK et PHOS ; l'indice des activités liées au cycle du soufre correspond à l'activité enzymatique de l'ARS. L'intérêt de ces sommes d'activités enzymatiques, est qu'elles fournissent des indicateurs intégrés du potentiel de dégradation et de l'investissement global de la communauté dans l'acquisition des ressources (Moorhead *et al.*, 2016 ; Piton *et al.*, 2020 ; Sinsabaugh *et al.*, 2009).

En ce qui concerne les ratios, ils sont obtenus par les rapports entre les indices calculés pour chaque cycle : activités C/N ; activités C/P ; activités N/P. Ils permettent, en plus des sommes d'activités enzymatiques, de caractériser la répartition relative des « efforts » des activités sur l'acquisition de ressources indépendamment des activités enzymatiques totales (Moorhead *et al.*, 2016 ; Sinsabaugh *et al.*, 2009).

Ces deux caractéristiques microbiologiques permettent d'interpréter les ajustements fonctionnels de la communauté microbienne sur les différentes ressources (C, N, P) et d'avoir une lecture synthétique des stratégies d'acquisition de nutriments et des limitations relatives en C, N et P.

2.3.3. Biomasse moléculaire, biomasse bactérienne et quantification de gènes du cycle de l'azote

L'ADN du sol a été extrait et quantifié selon les mêmes protocoles que ceux présentés dans le Chapitre 3, et utilisé pour la quantification par qPCR des gènes ARNr 16S et 18S ainsi que des gènes fonctionnels liés au cycle de l'azote (*narG* pour la nitrate réductase ; *nirS* pour la nitrite réductase ; *nosZ* pour la protoxyde d'azote réductase ; *amoA* pour l'ammoniac monooxygénase). L'ensemble de ces mesures a été réalisé en suivant exactement les conditions expérimentales, les amorces, les réactifs et les programmes qPCR décrits dans ce Chapitre.

Dans cette expérimentation, un gène supplémentaire a été quantifié : le gène *nifH* (nitrogénase), associé au potentiel de fixation biologique de l'azote. Les informations relatives à ses amorces, à ses séquences nucléotidiques, à sa cible ainsi qu'au programme qPCR appliqué sont mentionnées ci-dessous (Tableau 34).

Les réactions qPCR de *nifH* ont été réalisées en utilisant 2 ng d'ADN du sol comme matrice, 10 µL de SsoAdvanced Universal SYBR Green Supermix (Bio-Rad), 0,16 µL de chaque amorce (50 µM), et 0,2 µL de T4 GP32. Les amplifications ont été exécutées dans un thermocycleur CFX Connect (Bio-Rad) en suivant le programme spécifique à ce gène.

Tableau 34. Gène fonctionnel nifH liés au cycle de l'azote du sol avec ses amorces utilisées et sa cible, ainsi que son programme qPCR associé (Nitschke et al., 2025).

Gène	Amorces	Séquences de base	Cible	Programme qPCR
nifH	*Pol-F*	5'-TGCGAYCCSAARGCBGACTC-3'	Nitrogénase	3 min à 95 °C 35 cycles (30 s à 95 °C ; 30 s à 55 °C ; 30 s à 72 °C) 30 s à 72 °C Acquisition de données à 80 °C pendant 30 s à chaque cycle
	Pol-R	5'-ATSGCCATCATYTCRCCGGA-3'		

Une courbe de fusion a ensuite été obtenue en mesurant l'intensité du SYBR Green I lors d'un incrément de température de 0,5 °C toutes les 10 s entre 65 et 95 °C. Une courbe d'étalonnage a été générée à partir d'une dilution décimale en série (six points) d'un plasmide linéarisé portant *nifH*, ce qui a permis de relier le seuil de cycle au nombre de copies du gène. Toutes les mesures ont été réalisées en double et analysées avec le logiciel CFX Manager 3.1 (Bio-Rad), les résultats étant exprimés en nombre de copies par gramme de sols sec.

A partir des quantités des gènes 16S et 18S, un ratio microbien a été calculé : le ratio 16S/18S.

2.3.4. Mesures des parties racinaires et aériennes des plantes

Les parties aériennes et souterraines ont été pesées afin d'obtenir la masse fraîche, puis elles ont été séchées à l'étuve à 105°C pendant 24 heures et repesées pour déterminer leurs masses sèches.

Un indice reflétant l'allocation de biomasse par les plantes a été calculé à l'aide de la biomasse sèche racinaire et de la masse sèche totale de la plante (aérienne + racinaire) : le ratio racine/plante.

2.4. Traitement de données

Les données des activités microbiennes, des traits racinaires, des parties aériennes, ainsi que les données physico-chimiques ont été traitées sur le logiciel R version 4.3.2 (2023-10-31). Le traitement statistique des données de cette expérimentation suit un protocole d'analyses statistiques en 3 étapes (Figure 46) dont le but était de déterminer pour chaque sol, les effets de l'ajout de compost au cours du temps.

Etape 1 : vérification des prérequis statistiques (normalité des données et égalité des variances) permettant de déterminer le test statistique le plus approprié pour les données. La normalité des données est respectée dans le cas où le test de normalité de Shapiro-Wilk présente une $p > 0.05$. L'égalité des variances (Bartlett, 1937) est considérée comme respectée ($p > 0.05$) lorsque les variances d'au moins 1 sur les 2 facteurs sont égales entre elle.

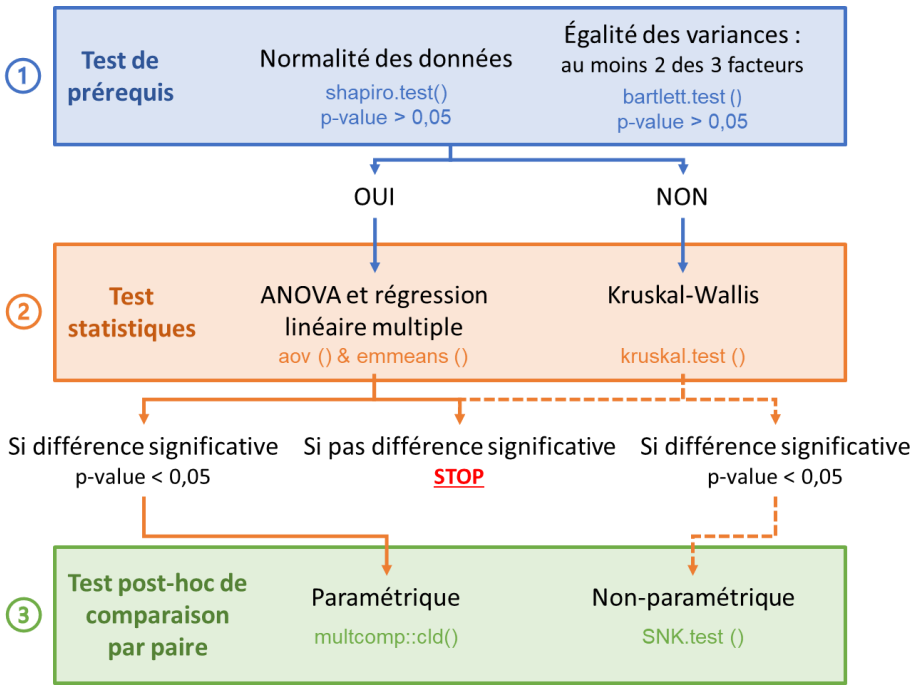


Figure 46. Schéma conceptuel du protocole de traitement statistique appliqué aux données de l'expérience en conditions contrôlées.

Etape 2 : application d'un test statistique de comparaison de moyenne. Si les prérequis sont respectés alors une ANOVA à plusieurs facteurs et une régression linéaire multiple sont appliquées (Chambers et Hastie, 1997), dans le cas contraire le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis est appliqué à chacun des facteurs considérés (Hollander et Wolfe, 1973).

Etape 3 : application d'un test post-hoc de comparaison par paire. A l'issue des tests statistiques, si une différence significative ($p < 0.05$) est détectée, un test post-hoc de comparaison par paire est effectué, à l'inverse le protocole de traitement statistique est arrêté. S'il s'agissait d'une ANOVA et d'une régression linéaire multiple (test pos-hoc de Tuckey), alors une comparaison paramétrique multiple par paire est effectuée, dans le cas contraire, une comparaison non-paramétrique par paire est appliquée à l'aide du test de Student-Newman-Keuls (SNK).

Ce protocole de traitement de données a été effectué sur le même logiciel avec les packages suivants : « *stat* » (Royston, 1982a, 1982b, 1995) ; « *emmeans* » (« R: Estimated marginal means (Least-squares means) », s. d.) ; « *multcomp* » (Piepho, 2004) ; « *agricolae* » (Hsu, 1996 ; Steel *et al.*, 1997).

3. Résultats

En raison du problème de germination observé lors du semis et afin d'assurer l'homogénéité de l'analyse des réponses végétales, physico-chimiques, enzymatiques et respiratoires, les résultats relatifs à ces paramètres sont présentés pour les temps T3, T4 et T5, sol par sol. Les paramètres moléculaires ont été quantifiés selon un calendrier propre au plan d'échantillonnage, indépendant du développement végétal, ce qui explique que les abondances d'ADN, des gènes 16S et 18S, des gènes fonctionnels liés au cycle de l'azote (*amoA*, *nirS*, *nosZ*, *nifH*, *narG*), ainsi que le ratio 16S/18S soient présentés pour les temps T1, T3 et T5, sol par sol. L'ensemble de ces choix répond à la nécessité de traiter de manière cohérente les trois questions centrales du Chapitre, qui portent respectivement sur les effets des leviers de refonctionnalisation, l'évolution des activités microbiennes et l'apport des différents indicateurs biologiques.

3.1. Effets du compost et du temps sur les propriétés physico-chimiques de chaque sol

De manière générale et sur l'ensemble des sols, la majorité des propriétés physico-chimiques ont été influencées par au moins un des facteurs expérimentaux (traitement et/ou temps). Cela a été observé pour le pH, le carbone organique, l'azote total, l'azote ammoniacal et le phosphore assimilable. Pour ce qui concerne l'azote nitrique, il n'a pas différé significativement entre les traitements ou entre les différents temps (Tableau 35).

Tableau 35. Effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur les paramètres physico-chimiques de chaque sol. Les cellules en gris indiquent les effets significatifs. Format des donnée : ANOVA avec la valeur F et la p-value associée (p) ; Kruskal-Wallis avec la valeur du χ^2 et la p-value associée (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associée (p) ; SNK : test post-hoc non paramétrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associée (p).

	Effet du traitement			**Effet du temps**			**Effet temps × traitement**		
	BAD2	*BBAD*	*BOD*	*BAD2*	*BBAD*	*BOD*	*BAD2*	*BBAD*	*BOD*
pH	F = 165,8 ; p< 0,001	F = 317 ; p < 0,01	F = 131,2 ; p < 0,001	F = 4,3 ; p < 0,05	F = 11 ; p < 0,01	F = 3,2 ; p > 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05
Carbone organique	F = 1,2 ; p > 0,05	F = 46,2 ; p > 0,001	F = 799,5 ; p < 0,001	F = 2,7 ; p > 0,05	F = 6,4 ; p < 0,05	F = 11,8 ; p < 0,01		Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05
Azote total	F = 226,5 ; p < 0,001	F = 263,1 ; p < 0,001	F = 1240,5 ; p < 0,001	F = 0,7 ; p > 0,05	F = 0,9 ; p > 0,05	F = 4,9 ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05
Azote nitrique	F = 1,1 ; p > 0,05	F = 0,3 ; p > 0,05	χ^2 = 2,1 ; p > 0,05	F = 1,9 ; p > 0,05	F = 3,5 ; p > 0,05	χ^2 = 3 ; p > 0,05			
Azote ammoniacale	F = 5 ; p < 0,05	χ^2 = 0,2 ; p > 0,05	F = 18,4 ; p < 0,01	F = 25,5 ; p < 0,001	χ^2 = 7 ; p < 0,05	F = 7,4 ; p < 0,01	Tuckey ; p < 0,05	SNK ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05
Phosphore assimilable	F = 131,9 ; p < 0,001	F = 112 ; p < 0,001	F = 399,7 ; p < 0,001	F = 19,9 ; p < 0,001	F = 7,6 ; p < 0,01	F = 2,6 ; p > 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05

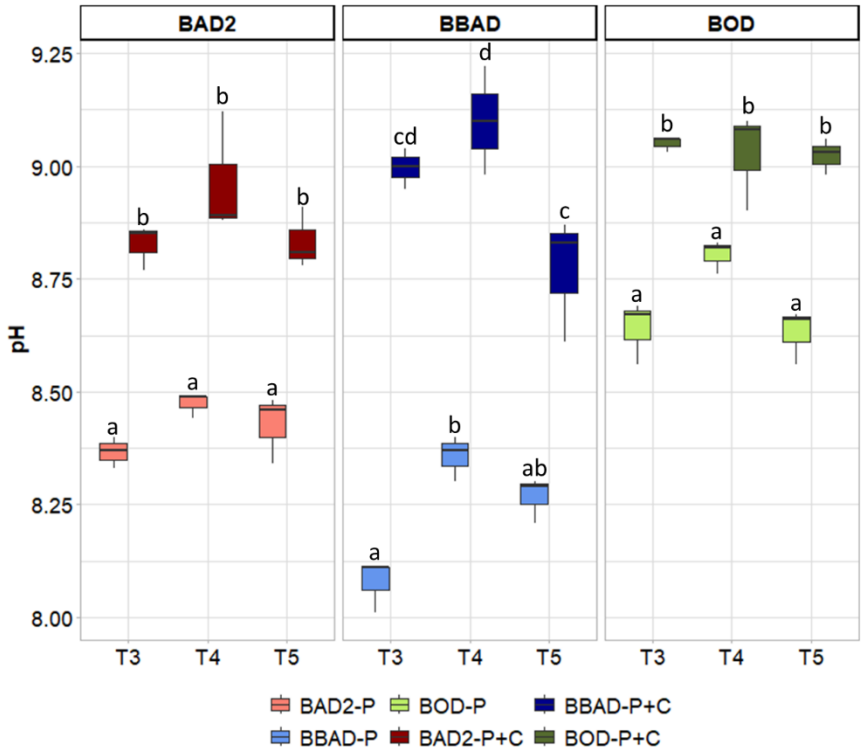


Figure 47. pH des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 35).*

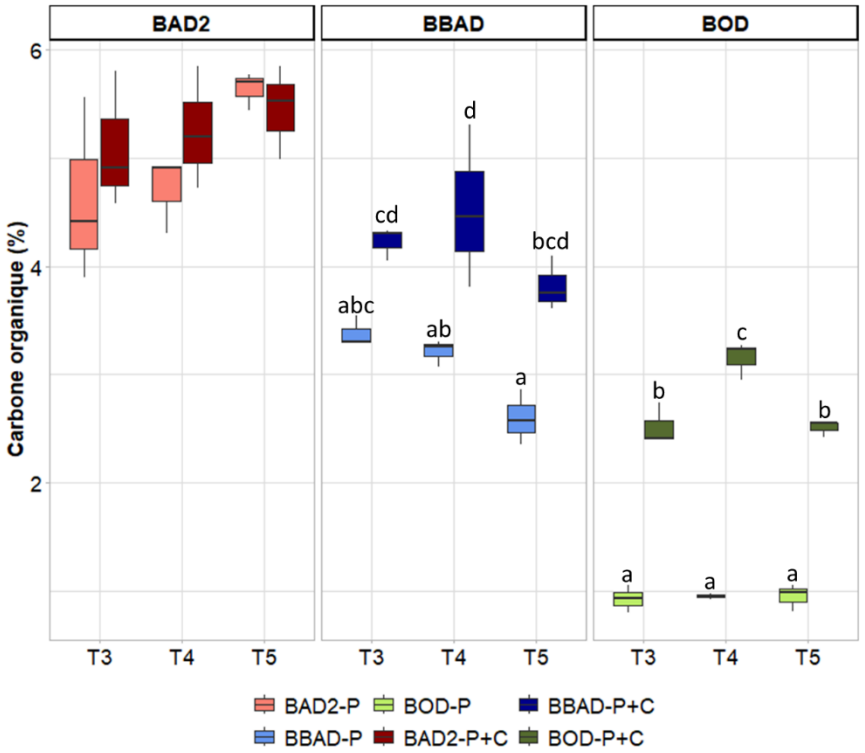


Figure 48. Carbone organique des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 35). L'absence de lettre indique qu'aucune différence significative n'a été détectée par les tests statistiques (Tableau 35).*

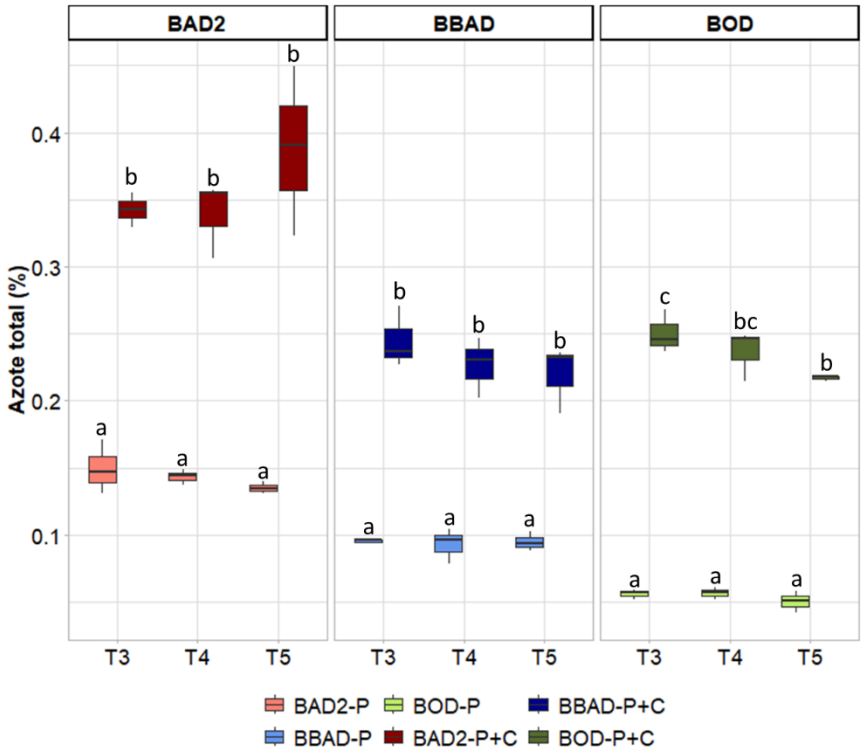


Figure 49. Azote total des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 35).*

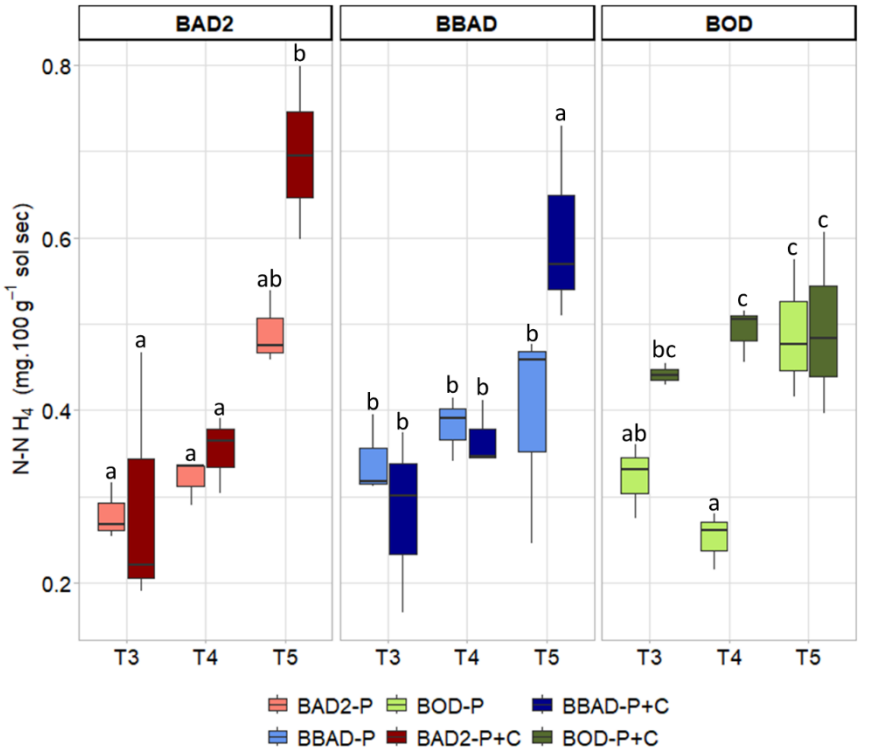


Figure 50. Concentration en azote ammoniacale (N-NH_4) des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 35).*

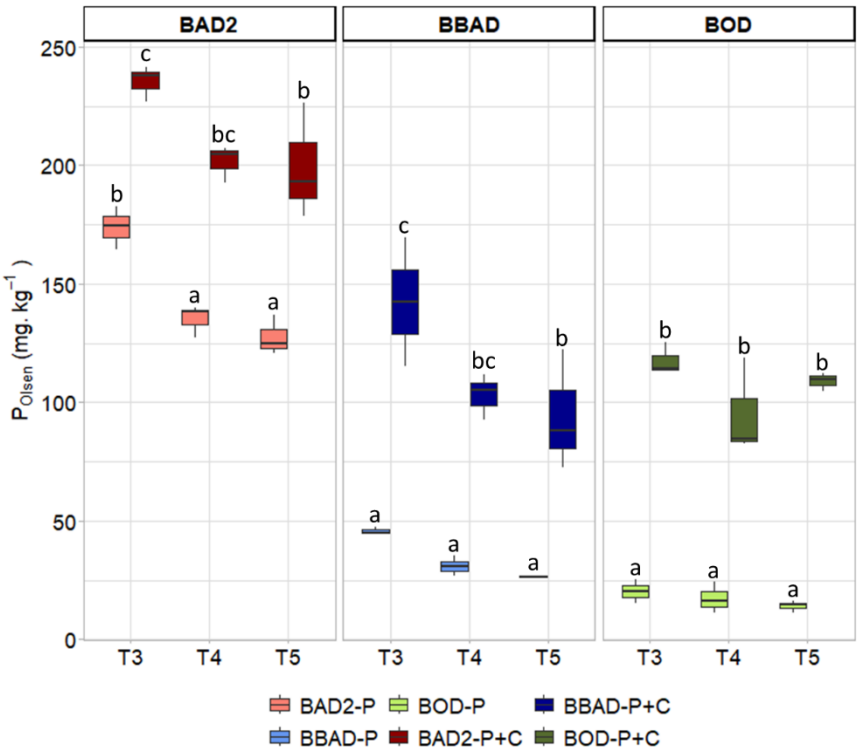


Figure 51. Concentration en phosphore assimilable (P_{Olsen}) des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 35).*

Quel que soit le sol considéré, le pH, la teneur en azote total et le phosphore assimilable étaient plus élevés dans le traitement avec compost (Tableau 35 ; Figure 47, 7 et 9). BOD a présenté une teneur en carbone organique plus élevée avec compost que sans compost quel que soit le temps et BBAD a présenté les mêmes différences seulement pour les temps T4 et T5 (Tableau 35 ; Figure 48). L'azote ammoniacal était significativement plus élevé dans le traitement avec le compost à T5 pour BBAD, et le même constat a été observé pour BOD au T4 (Tableau 35 ; Figure 50).

3.2. Effets du compost et du temps sur la production de biomasse végétale

De manière globale et sur l'ensemble des sols, la biomasse sèche aérienne a augmenté significativement au cours du temps, notamment entre T3 et T4/T5 (Figure 52 ; Tableau 36). BBAD est le seul sol dont l'ajout de compost a permis d'avoir une biomasse sèche aérienne significativement plus élevée à T4 et T5.

Globalement, l'allocation de la biomasse dans la plante n'a pas montré de différence significative entre les traitements ni évolué au cours du temps (Figure 53 ; Tableau 36).

Tableau 36. Effets du traitement, du temps et de leurs combinaisons sur la biomasse sèche aérienne et le ratio des biomasses racinaire et de la plante entière (ratio racine/plante) de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnée : ANOVA avec la valeur F et la p-value associée (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associée (p).

		Biomasse sèche aérienne	**Ratio racine/plante**
Effet du traitement	BAD2	F = 2 ; p > 0,05	F = 0,1 ; p > 0,05
	BBAD	F = 74,9 ; p < 0,001	F = 1,8 ; p > 0,05
	BOD	F = 1,8 ; p > 0,05	F = 0,1 ; p > 0,05
Effet du temps	BAD2	F = 8,5 ; p < 0,01	F = 1,7 ; p > 0,05
	BBAD	F = 78,7 ; p < 0,001	F = 7,8 ; p < 0,01
	BOD	F = 52,2 ; p < 0,001	F = 0,5 ; p > 0,05
Effet temps × traitement	BAD2	Tuckey ; p > 0,05	
	BBAD	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05
	BOD	Tuckey ; p < 0,05	

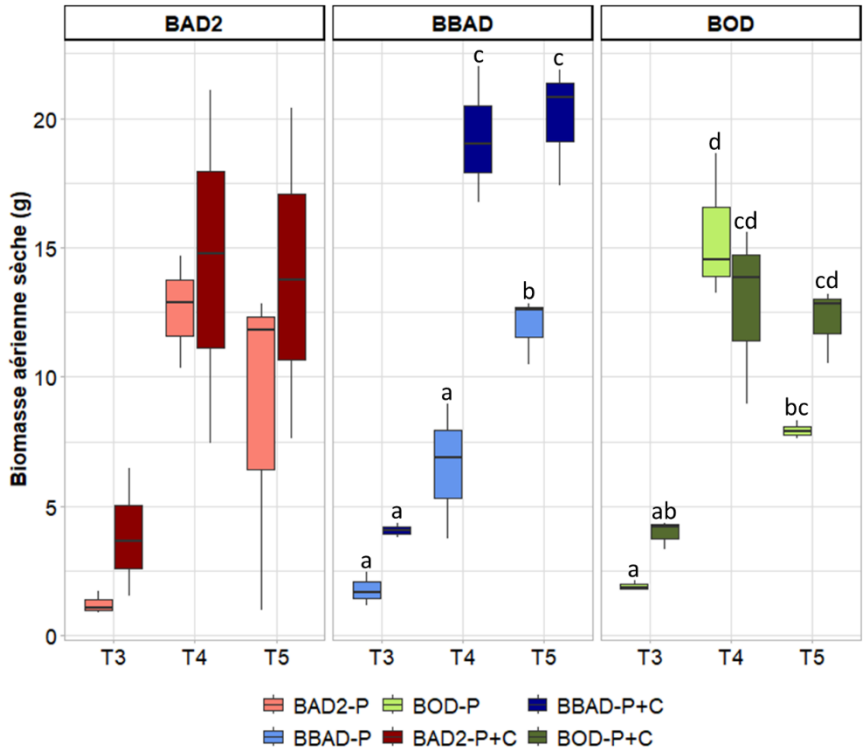


Figure 52. Biomasse aérienne sèche des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 36). L'absence de lettre indique qu'aucune différence significative n'a été détectée par les tests statistiques (Tableau 36).*

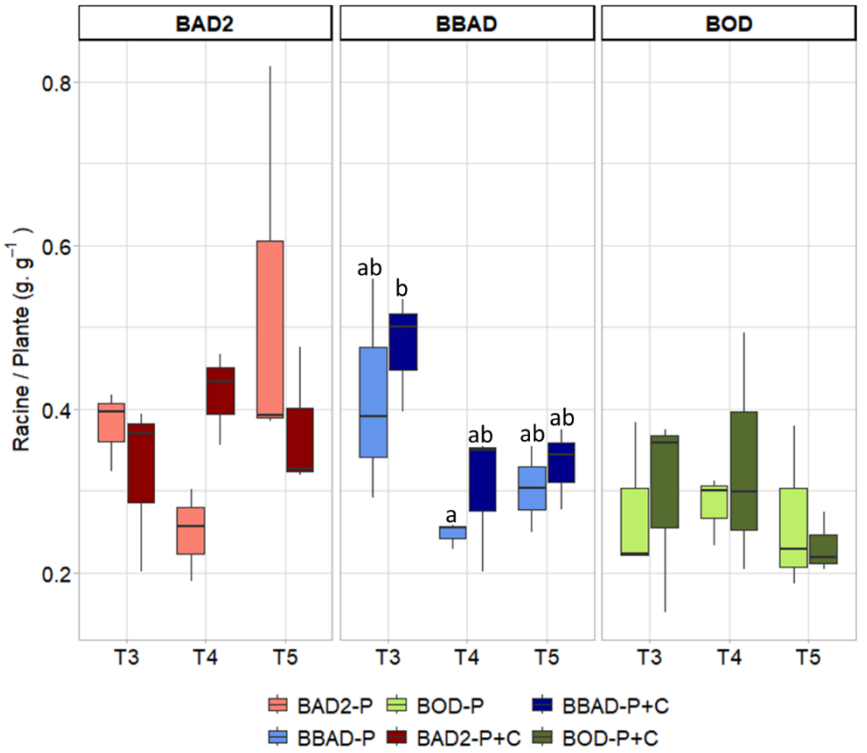


Figure 53. Ratio de la biomasse sèche racinaire sur la biomasse sèche de la plante entière (Racine / Plante) des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 36). L'absence de lettre indique qu'aucune différence significative n'a été détectée par les tests statistiques (Tableau 36).*

3.3. Activité microbienne : respirations et activités enzymatiques (sommes et ratios)

3.3.1. Respirations microbiennes basale et induite

Globalement, l'ajout de compost n'a pas induit de réponse significative de la respiration microbienne basale. Au cours du temps, la respiration basale a été plus élevé à T4 par rapport à T3 et T5 pour les sols BAD2 et à T3 par rapport à T4 et T5 pour les sols BOD (Tableau 37).

En ce qui concerne la respiration microbienne induite, pour un temps donné, l'ajout de compost n'induisait pas de différence significatives quelque pour les sols BBAD et BAD2. Seul le sol BOD avec un ajout de compost montrait une respiration induite microbienne significativement plus élevé que sans ajout de compost au T3 (Tableau 37 ; Figure 54).

Tableau 37. Effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur les respirations microbiennes basale et induite de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnée : ANOVA avec la valeur F et la p-value associée (p) ; Kruskal-Wallis avec la valeur du χ^2 et la p-value associée (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associée (p) ; SNK : test post-hoc non paramétrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associée (p).

		Respiration microbienne basale	Respiration microbienne induite
Effet du traitement	BAD2	$\chi^2 = 0,1$; $p > 0,05$	$F = 10,3$; $p < 0,01$
	BBAD	$F = 1,8$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 0,02$; $p > 0,05$
	BOD	$\chi^2 = 0,9$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 0,2$; $p > 0,05$
Effet du temps	BAD2	$\chi^2 = 8,1$; $p < 0,05$	$F = 12,9$; $p < 0,01$
	BBAD	$F = 0,3$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 5$; $p > 0,05$
	BOD	$\chi^2 = 7$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 12,5$; $p < 0,01$
Effet temps × traitement	BAD2	SNK ; $p > 0,05$	Tuckey ; $p < 0,05$
	BBAD		
	BOD	SNK ; $p > 0,05$	SNK ; $p < 0,05$

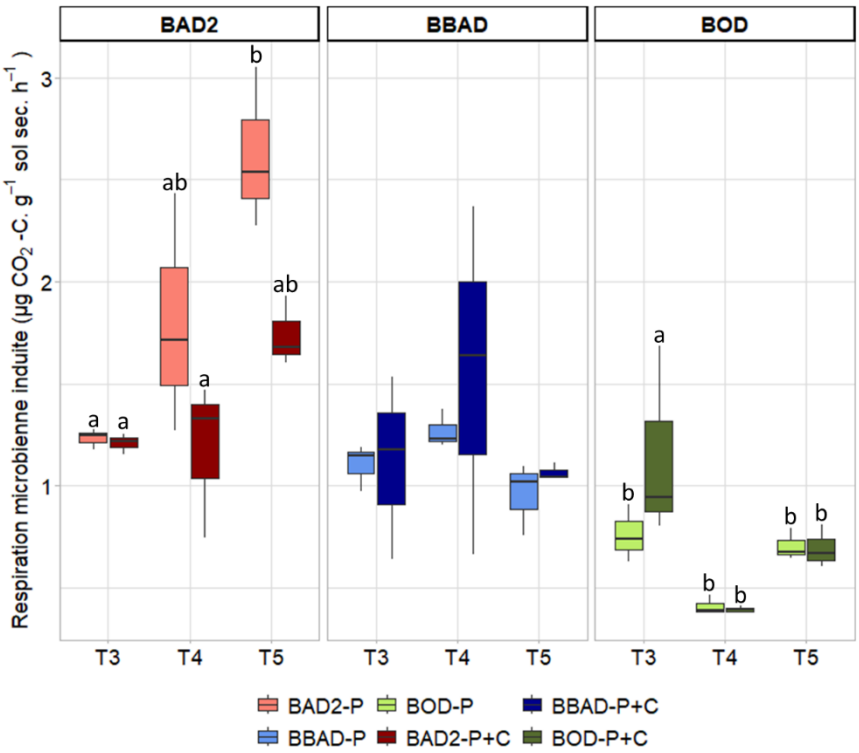


Figure 54. Respiration microbienne induite des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement (Tableau 37). L'absence de lettre indique qu'aucune différence significative n'a été détectée par les tests statistiques (Tableau 37).*

3.3.2. Sommes totales des activités enzymatiques et des cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre

La somme de toutes les activités enzymatiques extracellulaire était significativement plus élevée lors d'un ajout de compost pour les sols BBAD et BOD pour tous les temps (Figure 55 ; Tableau 38). En revanche, cet ajout de compost n'a induit aucune différence pour un temps donné dans les sols BAD2.

La somme des activités enzymatiques du carbone était significativement plus élevée dans le traitement avec ajout de compost au temps T3 pour les 3 sols étudiés (Tableau 38 ; Annexe 6). Cet différence a disparu au temps T4 et T5 (Tableau 38 ; Annexe 6).

La somme des activités enzymatiques de l'azote des sols BBAD et BOD a été significativement plus élevée dans le traitement avec ajout de compost par rapport au traitement sans compost pour les temps T4 et T5 (Tableau 38 ; Annexe 7). Aucune différence n'a été observée pour le sol BAD2.

La somme des activités enzymatiques du phosphore était significativement plus élevée dans le traitement avec ajout de compost pour le sol BOD à tous les temps. En revanche, aucun effet significatif

de l'ajout de compost n'a été observé dans les sols BAD2 et BBAD, a l'exception du temps 4 pour BBAD où les activités du phosphores ont été plus élevées (Tableau 38 ; Annexe 8).

Enfin, l'activité enzymatique du soufre a été significativement plus élevée sous compost par rapport à celle sans compost exclusivement au T5 et pour tous les sols (Tableau 38 ; Annexe 9).

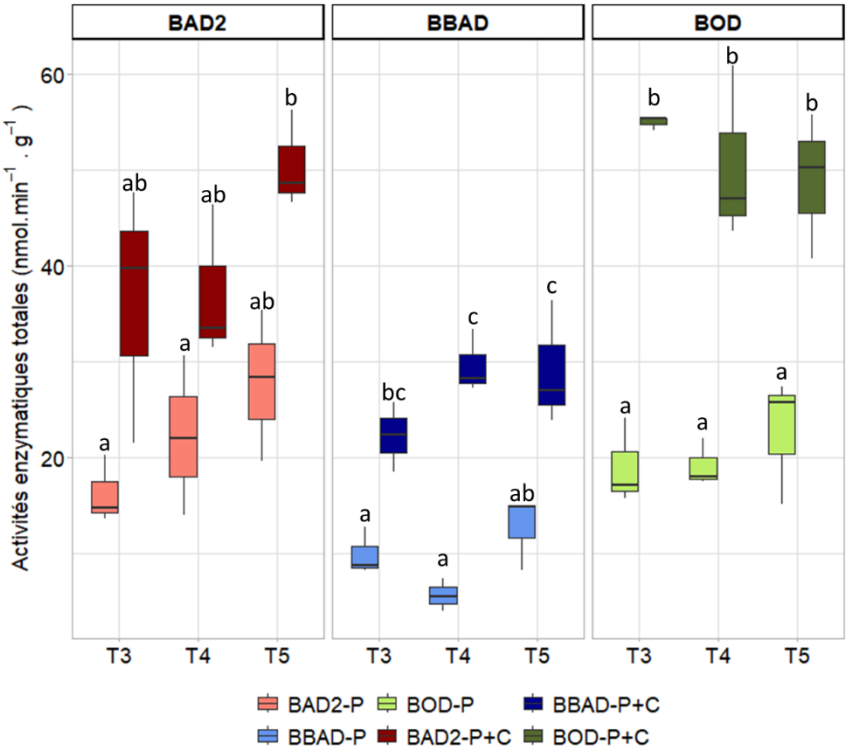


Figure 55. Somme totale des activités enzymatiques des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 38).*

Tableau 38. Effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur les sommes d'activités enzymatiques totales et liées aux cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote, du phosphore et du soufre de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnée : ANOVA avec la valeur F et la p-value associée (p) ; Kruskal-Wallis avec la valeur du χ^2 et la p-value associée (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associée (p) ; SNK : test post-hoc non paramétrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associée (p).

	Effet du traitement			**Effet du temps**			**Effet temps × traitement**		
	BAD2	*BBAD*	*BOD*	*BAD2*	*BBAD*	*BOD*	*BAD2*	*BBAD*	*BOD*
Sommes totales des activités enzymatiques	F = 24,1 ; p < 0,001	F = 91,5 ; p < 0,001	F = 123,4 ; p < 0,001	F = 3,9 ; p < 0,05	F = 2,4 ; p > 0,05	F = 0,2 ; p > 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05
Sommes des activités du cycle du carbone	χ^2 = 7,8 ; p < 0,01	χ^2 = 1,3 ; p > 0,05	χ^2 = 3,3 ; p > 0,05	χ^2 = 4,5 ; p > 0,05	χ^2 = 11 ; p < 0,01	χ^2 = 12,2 ; p < 0,01	SNK ; p < 0,05	SNK ; p < 0,05	SNK ; p < 0,05
Sommes des activités du cycle de l'azote	F = 2,2 ; p > 0,05	F = 34,3 ; p < 0,001	F = 10,1 ; p < 0,001	F = 5,4 ; p < 0,05	F = 2,4 ; p > 0,05	F = 1,2 ; p > 0,05	Tuckey ; p > 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05
Sommes des activités du cycle du phosphore	F = 19,7 ; p < 0,001	F = 55,3 ; p < 0,001	F = 94,9 ; p < 0,001	F = 0,9 ; p > 0,05	F = 2,6 ; p > 0,05	F = 3,8 ; p > 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05	Tuckey ; p < 0,05
Activités du cycle du soufre	χ^2 = 0,1 ; p > 0,05	χ^2 = 0,2 ; p > 0,05	χ^2 = 0,2 ; p > 0,05	χ^2 = 16,1 ; p < 0,001	χ^2 = 16,1 ; p < 0,001	χ^2 = 12,8 ; p < 0,01	SNK ; p < 0,05	SNK ; p < 0,05	SNK ; p < 0,05

3.3.3. Ratios d'activités enzymatiques de C/N, C/P et N/P et ratio des activités enzymatiques totales par rapport à la biomasse moléculaire

Les ratios d'activités enzymatiques de C/N et de C/P ont présenté les mêmes variations en réponse aux effets du traitement au cours du temps pour les trois sols. A T3, les ratios ont été significativement plus élevés dans les sols avec ajout de compost en comparaison des sols sans compost (Tableau 39 ; Figure 56 ; Figure 57). Pour ce qui est du ratio d'activités enzymatiques de N/P, seul le sol BOD a présenté un ratio sous compost au T3 significativement plus faible que celui sans compost. En ce qui concerne pour BAD2 et BBAD, aucune différence n'a été observée pour ce ratio (Tableau 39 ; Figure 58). Enfin, l'investissement moyen des microorganismes dans les activités enzymatiques extracellulaire (ratio activités enzymatiques totales / biomasse moléculaire) était plus faible significativement au T5 par rapport au T1 pour les sols BAD2 et BOD quel que soit le traitement (Figure 59 ; Tableau 39). En revanche, ce ratio plus faible à T5 par rapport à T1, n'était significatif que dans le traitement avec ajout de compost pour le sol BBAD.

Tableau 39. Effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur les ratios d'activités enzymatiques de C/N, C/P et N/P et le ratio des activités enzymatiques totales par rapport à la biomasse moléculaire de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnée : ANOVA avec la valeur F et la p-value associée (p) ; Kruskal-Wallis avec la valeur du χ^2 et la p-value associée (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associée (p) ; SNK : test post-hoc non paramétrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associée (p).

		Ratio d'activités enzymatiques de C/N	**Ratio d'activités enzymatiques de C/P**	**Ratio d'activités enzymatiques de N/P**	**Ratio sommes totales des activités enzymatiques / ADN**
Effet du traitement	BAD2	$\chi^2 = 6,4$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 4$; $p < 0,05$	$F = 8,7$; $p < 0,05$	$F = 0,7$; $p > 0,05$
	BBAD	$\chi^2 = 1,3$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 0,9$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 5,9$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 1,2$; $p > 0,05$
	BOD	$\chi^2 = 3,3$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 3,3$; $p > 0,05$	$F = 20,1$; $p < 0,001$	$F = 0,7$; $p > 0,05$
Effet du temps	BAD2	$\chi^2 = 5,6$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 7,1$; $p < 0,05$	$F = 1,2$; $p > 0,05$	$F = 16,7$; $p < 0,001$
	BBAD	$\chi^2 = 11$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 11$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 1,3$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 7,6$; $p < 0,05$
	BOD	$\chi^2 = 19,2$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 12,2$; $p < 0,01$	$F = 6$; $p < 0,05$	$F = 28,8$; $p < 0,001$
Effet temps × traitement	BAD2	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p > 0,05$	Tuckey ; $p < 0,05$
	BBAD	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p > 0,05$	SNK ; $p < 0,05$
	BOD	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	Tuckey ; $p < 0,05$	Tuckey ; $p < 0,05$

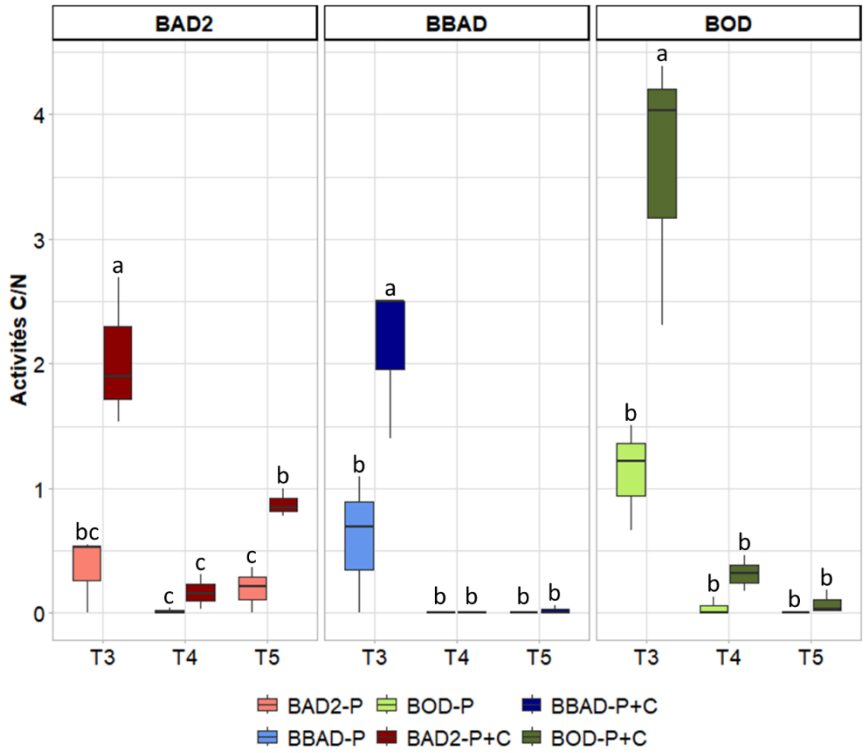


Figure 56. Ratios des activités enzymatiques liées aux cycles biogéochimiques du carbone et d'azote (activités C/N) des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 39).*

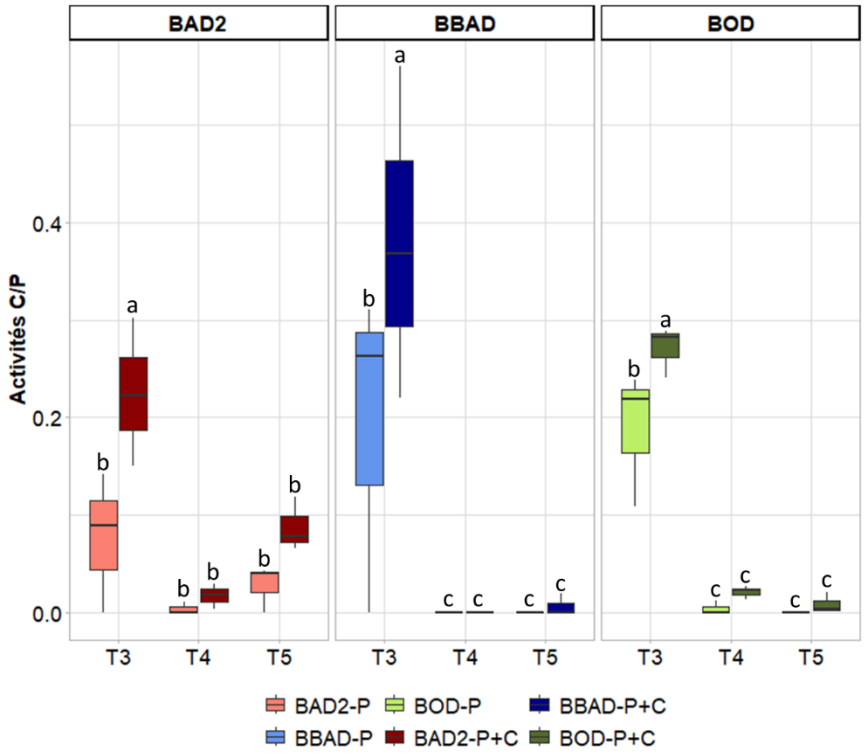


Figure 57. Ratios des activités enzymatiques liées aux cycles biogéochimiques du carbone et du phosphore (activités C/P) des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 39).*

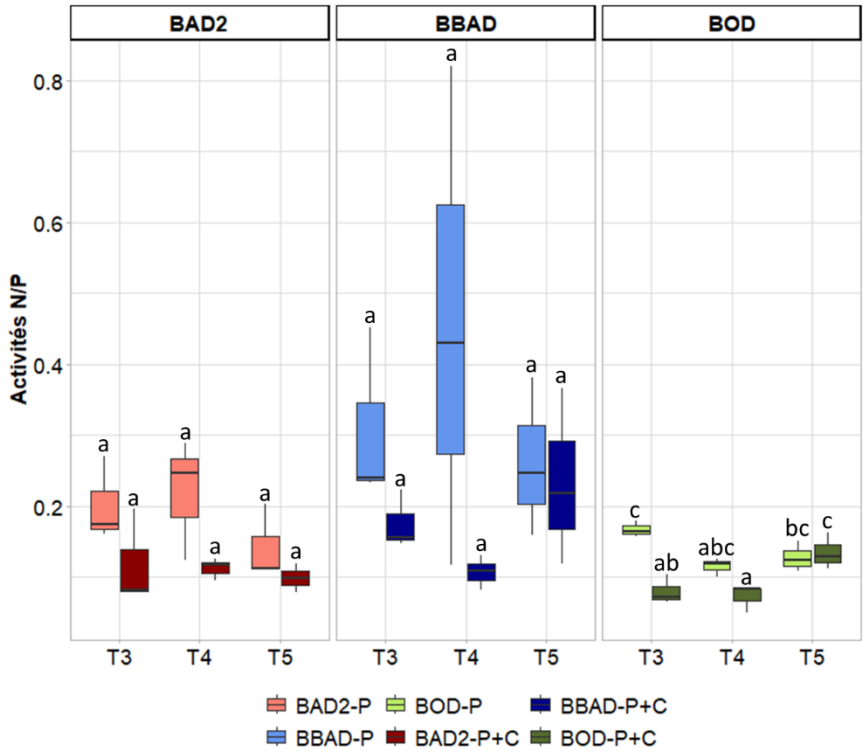


Figure 58. Ratio des activités enzymatiques liées aux cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore (activités C/P) des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 39).*

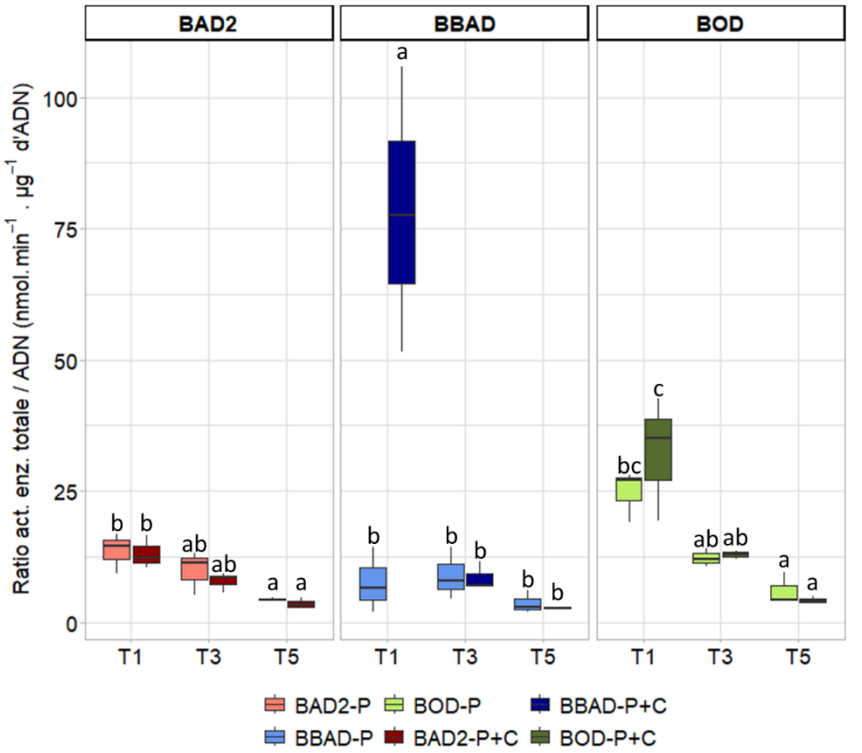


Figure 59. Ratio de la somme totale des activités enzymatiques par rapport à la biomasse moléculaire microbienne (ADN) des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 39).*

3.4. Structure et composition microbiennes : biomasse moléculaire, gènes 16S et 18S et ratio 16S/18S

Les sols BAD2 et BOD présente un profil similaire et ont présenté une biomasse moléculaire et des abondances des gènes 16S et 18S significativement plus élevé dans le traitement avec ajout de compost à T5 par rapport au temps T1-T3 (Tableau 40 ; Figure 60 ; Figure 61 ; Figure 62).

Pour le sol BBAD, le même constat a pu être observé pour la biomasse moléculaire et l'abondance en gènes 16S. Quant à son abondance en gène 18S, elle était plus élevée significativement au T5 par rapport à celle au T1, quel que soit le traitement considéré.

Enfin, le ratio 16S/18S n'a pas différé significativement entre les traitements ou entre les différents temps (Tableau 40).

Tableau 40. Effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur la biomasse moléculaire, sur les abondances en gènes 16S et 18S et sur le ratio 16S/18S de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnée : ANOVA avec la valeur F et la p-value associée (p) ; Kruskal-Wallis avec la valeur du χ^2 et la p-value associée (p) ; Tuckey : test post-hoc de Tuckey avec la p-value associée (p) ; SNK : test post-hoc non paramétrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associée (p).

		Biomasse moléculaire	Gènes 16S	Gènes 18S	Ratio 16S/18S
Effet du traitement	BAD2	$\chi^2 = 2,7$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 5,1$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 6,3$; $p < 0,05$	$F = 2,1$; $p > 0,05$
	BBAD	$\chi^2 = 1,6$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 2,1$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 0,2$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 1,2$; $p > 0,05$
	BOD	$\chi^2 = 4,3$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 7$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 6,3$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 0,9$; $p > 0,05$
Effet du temps	BAD2	$\chi^2 = 13,1$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 9,9$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 8,3$; $p < 0,05$	$F = 2,9$; $p > 0,05$
	BBAD	$\chi^2 = 13,9$; $p < 0,001$	$\chi^2 = 13,2$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 12,6$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 4,8$; $p > 0,05$
	BOD	$\chi^2 = 11,3$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 8,2$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 8,2$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 5$; $p > 0,05$
Effet temps × traitement	BAD2	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	
	BBAD	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	
	BOD	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	

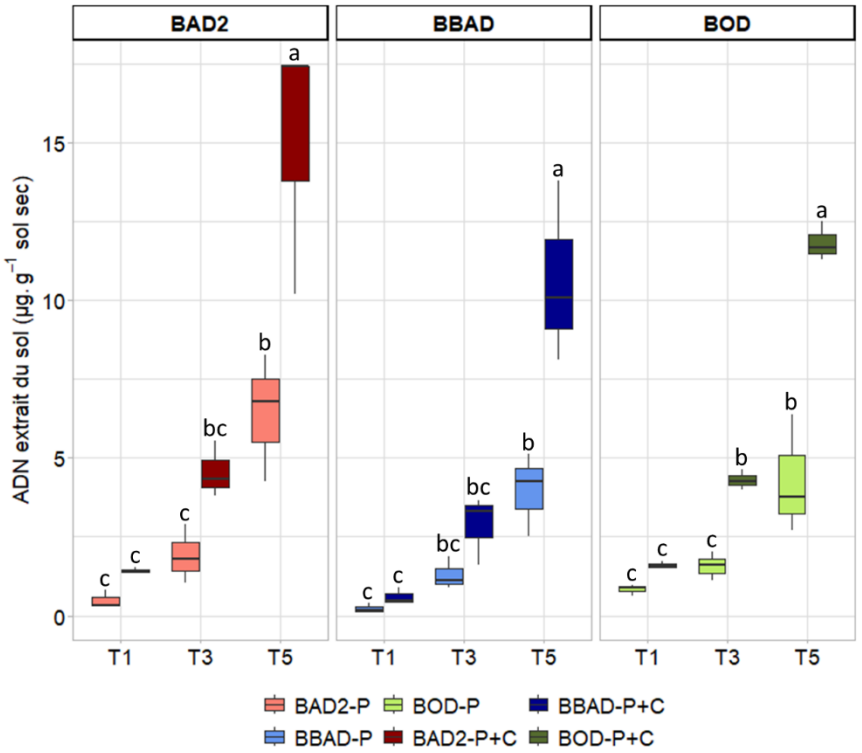


Figure 60. Biomasse moléculaire (ADN extrait) des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T1, T3, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 40).*

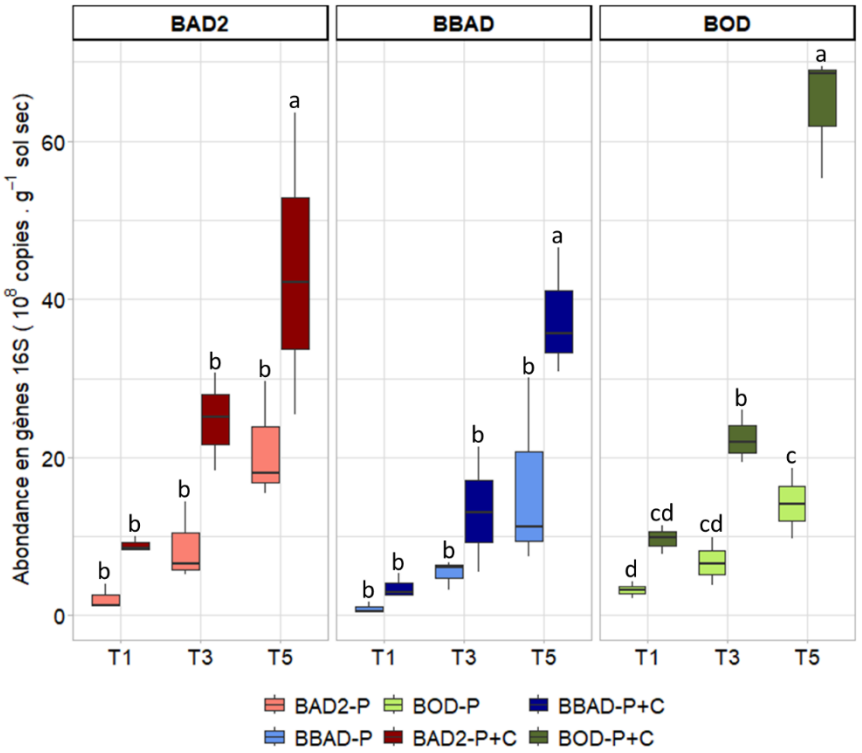


Figure 61. Abondance en gènes 16S des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T1, T3, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 40).*

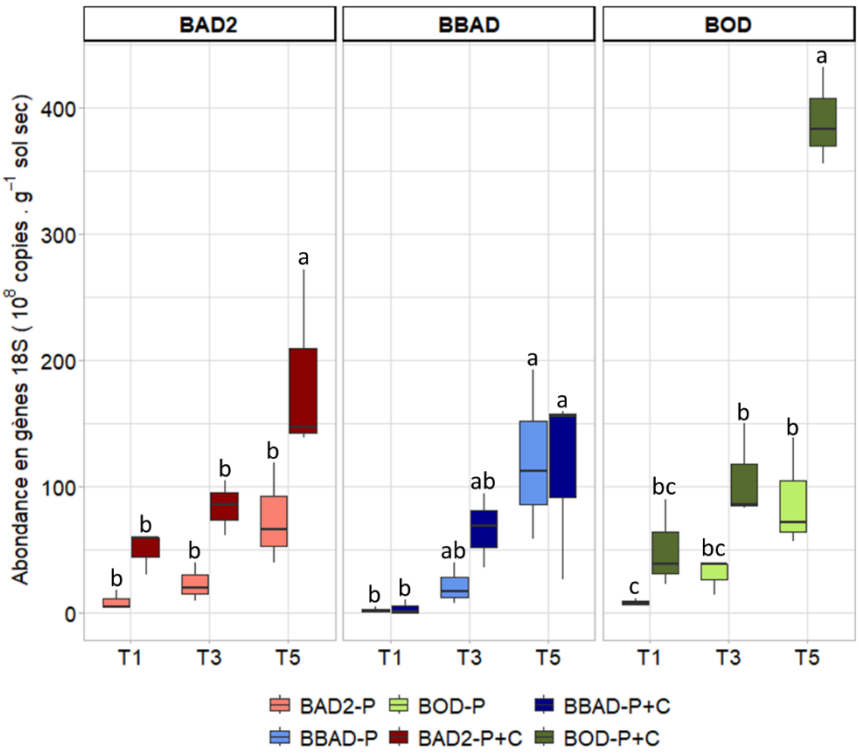


Figure 62. Abondance en gènes 18S des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T1, T3, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 40).*

3.5. Potentiel fonctionnel microbien : gènes liées au cycle de l'azote

Les abondances des gènes fonctionnels dans les BAD2 étaient significativement plus élevés dans le traitement avec ajout de compost à T5 seulement pour les gènes *amoA* et *nifH.* La même différence significative a été observé *narG* seulement à T3 et pour *nosZ* à T3 et T5. En revanche, aucune différence entre les traitements n'a été observée pour un temps donné (Tableau 41 ; Figure 63 à Figure 67).

Pour BBAD, globalement aucune différence significative n'a été observé entre les traitements et ce quel que soit le temps considéré.

En ce qui concerne le sol BOD, l'ajout de compost a induit une abondance significativement plus élevée des gènes *nirS*, *nosZ* et *nifH* par rapport au sol sans compost pour les temps T3 et T5. Cet effet positif de l'ajout de compost n'est observé qu'au temps T5 pour les gènes *amoA* et *narG* (Tableau 41 ; Figure 63 à Figure 67).

Tableau 41. Résumé des tests statistiques des effets du traitements, du temps et de leurs combinaisons sur les abondances des gènes fonctionnels amoA, narG, nirS, nosZ et nifH de chaque sol. Les cellules en gris indiquent s'il y a un effet significatif du traitement ou du temps ou de leurs combinaisons. Format des donnée : Kruskal-Wallis avec la valeur du χ^2 et la p-value associée (p) ; SNK : test post-hoc non paramétrique de Student-Newman-Keuls avec la p-value associée (p).

	Effet du traitement			**Effet du temps**			**Effet temps × traitement**		
	BAD2	*BBAD*	*BOD*	*BAD2*	*BBAD*	*BOD*	*BAD2*	*BBAD*	*BOD*
Gènes *amoA*	$\chi^2 = 4,7$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 1,6$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 8,2$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 9,8$; $p < 0,001$	$\chi^2 = 12$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 5$; $p > 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p > 0,05$	SNK ; $p < 0,05$
Gènes *narG*	$\chi^2 = 3$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 0,2$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 9,3$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 12,1$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 11,4$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 4,5$; $p > 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p > 0,05$	SNK ; $p < 0,05$
Gènes *nirS*	$\chi^2 = 3,9$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 0,05$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 7,3$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 8,1$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 12$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 7,7$; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$
Gènes *nosZ*	$\chi^2 = 8,2$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 0,05$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 10,4$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 6$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 13,7$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 3,8$; $p > 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$
Gènes *nifH*	$\chi^2 = 3,3$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 0,2$; $p > 0,05$	$\chi^2 = 6,8$; $p < 0,01$	$\chi^2 = 9,1$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 9,2$; $p < 0,05$	$\chi^2 = 8,9$; $p < 0,05$	SNK ; $p < 0,05$	SNK ; $p > 0,05$	SNK ; $p < 0,05$

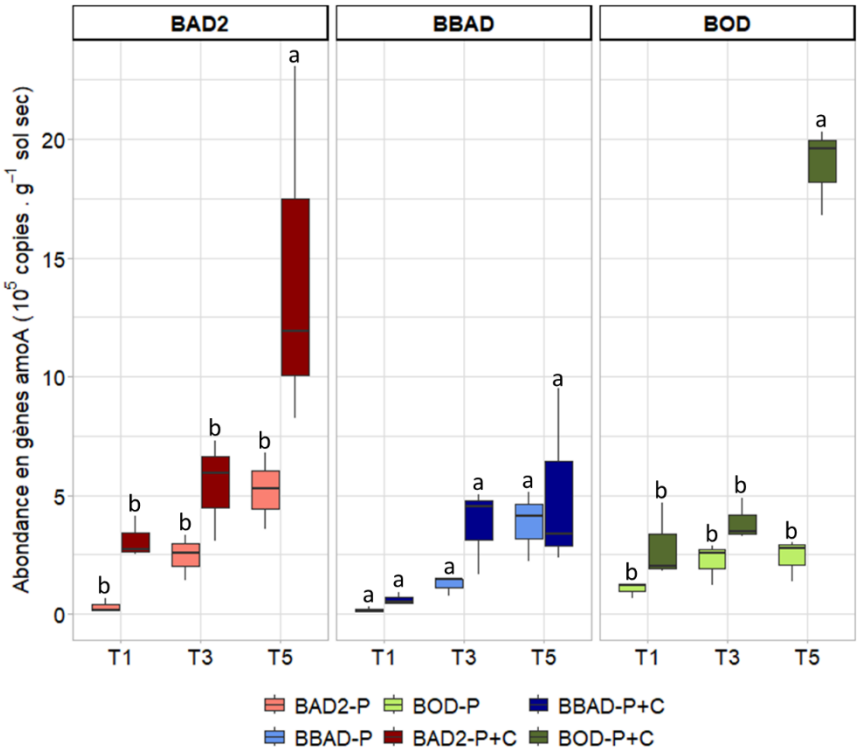


Figure 63. Abondance en gènes amoA des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T1, T3, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (p < 0,05).*

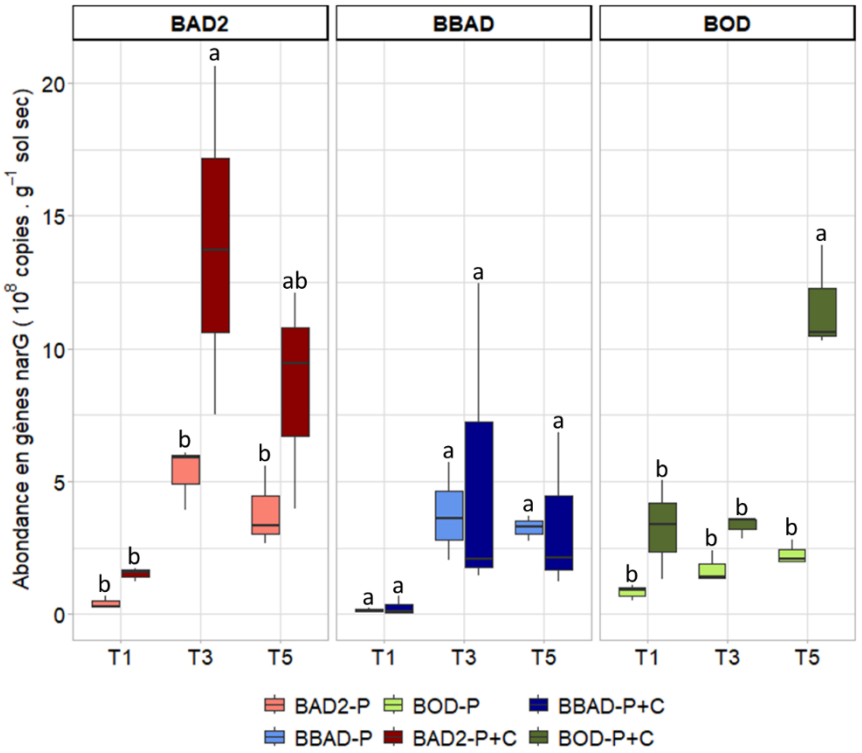


Figure 64. Abondance en gènes narG des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T1, T3, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (p < 0,05).*

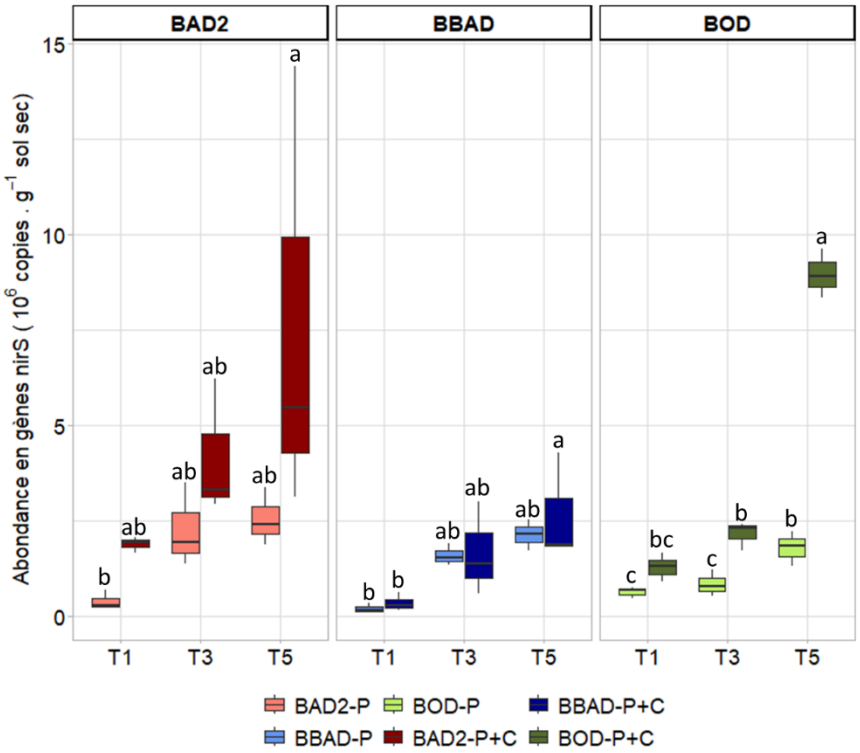


Figure 65. Abondance en gènes nirS des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T1, T3, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (p < 0,05).*

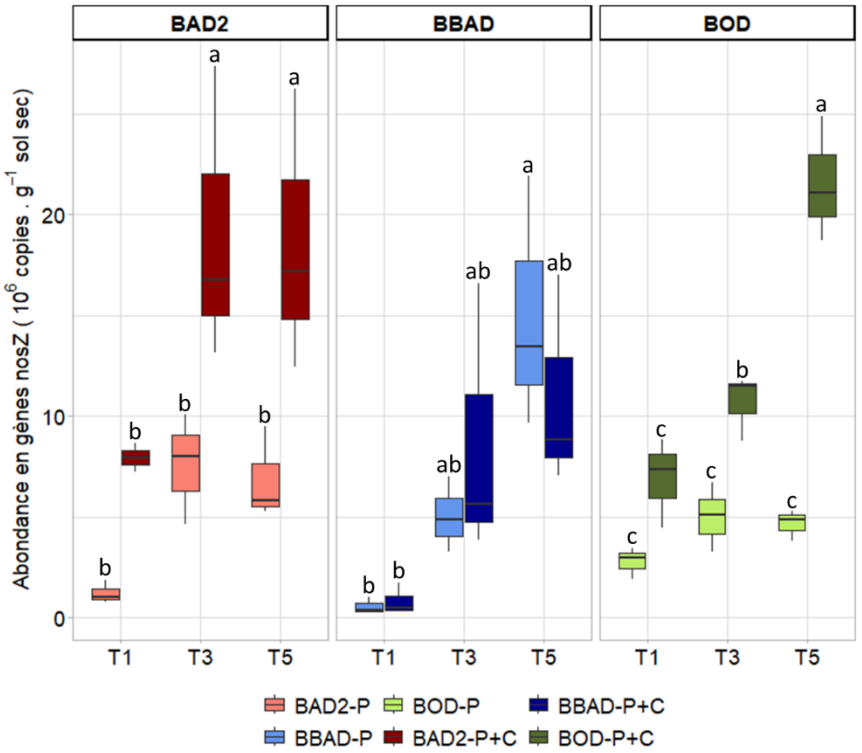


Figure 66. Abondance en gènes nosZ des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T1, T3, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (p < 0,05).*

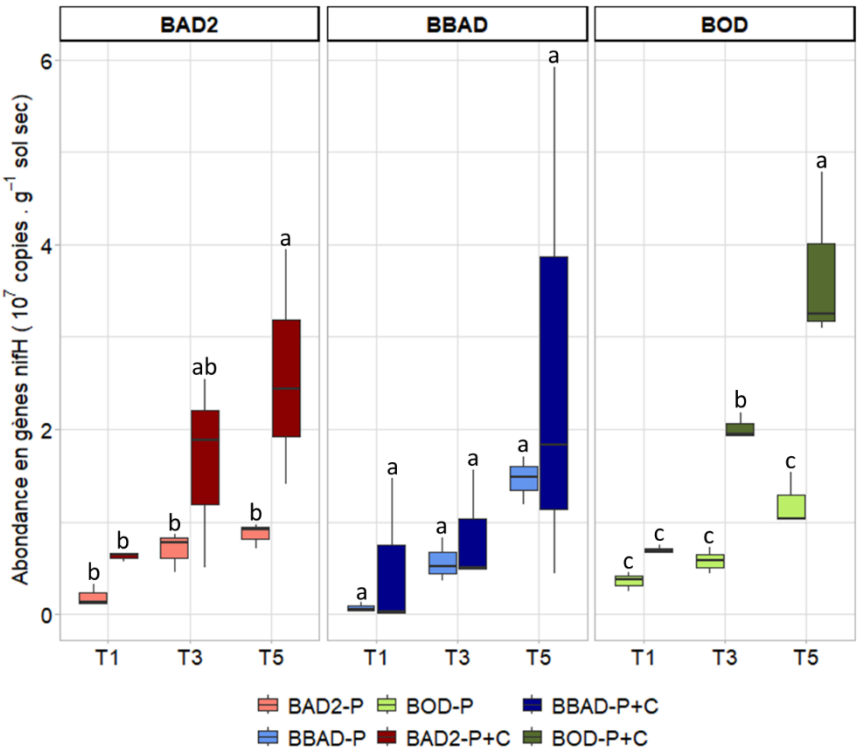


Figure 67. Abondance en gènes nifH des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T1, T3, T5). ***Les trois sols sont présentés séparément.*** *Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (p < 0,05).*

4. Discussion

L'amendement organique et la mise en place d'un couvert végétal constituent deux leviers essentiels pour initier une trajectoire de refonctionnalisation dans des Technosols reconstitués fortement dégradés. Les résultats obtenus montrent que, malgré une forte variabilité initiale entre sols, ces deux interventions ont globalement conduit à une augmentation des activités enzymatiques extracellulaires (en particulier celles liées aux cycles de l'azote et du phosphore) ainsi qu'à une hausse progressive des abondances des gènes fonctionnels associés au cycle de l'azote (*nirS*, *nosZ*, *nifH*). Ces tendances confirment les hypothèses initiales selon lesquelles (i) l'amendement organique favorise la reprise des processus microbiens et (ii) l'installation d'un couvert végétal soutient la structuration progressive des communautés microbiennes.

Pour les trois Technosols étudiés, nous avons observé une augmentation progressive entre T1 et T5 des abondances des gènes fonctionnels du cycle de l'azote (*amoA*, *narG*, *nirS*, *nosZ*, *nifH*) et des activités enzymatiques extracellulaires orientées vers l'acquisition de l'azote, du phosphore et du soufre. Cette dynamique temporelle, déjà documentée dans des sols remaniés ou restaurés (Bardgett

et al., 2014 ; Huot *et al.*, 2015 ; Vives-Peris *et al.*, 2020), reflète un ensemble de processus écologiques concomitants.

D'une part, l'amendement organique et la progression de la végétation modifient la disponibilité des ressources et la structure du microenvironnement, stimulant le développement des communautés microbiennes et leurs activités métaboliques. Plusieurs travaux montrent que les amendements organiques favorisent la biomasse microbienne, la diversification fonctionnelle et la capacité enzymatique au fil du temps via un accroissement des substrats énergétiques disponibles, une amélioration de la structure du sol ou encore la stabilisation des conditions physico-chimiques (Belyaeva et Haynes, 2012 ; Gardner *et al.*, 2012 ; Houben *et al.*, 2012 ; Lucas *et al.*, 2014). Dans notre étude, l'évolution des enzymes ne suit toutefois pas un schéma uniforme : alors que les activités liées aux cycles de l'azote et du phosphore augmentent nettement, les enzymes du cycle du carbone montrent une tendance plus limitée. Cette différence peut s'expliquer par une mobilisation rapide des fractions carbonées les plus labiles issues du compost, suivie d'un réajustement progressif des stratégies microbiennes vers l'acquisition de l'azote et du phosphore, comme le suggèrent les variations observées dans les ratios enzymatiques. Ces ajustements traduisent une modification de la stœchiométrie microbienne au cours du temps, en réponse à la disponibilité relative des ressources (Moorhead *et al.*, 2016 ; Piton *et al.*, 2020 ; Sinsabaugh *et al.*, 2009).

D'autre part, l'installation du couvert végétal contribue à structurer la communauté microbienne en enrichissant la rhizosphère en exsudats, en modifiant la distribution des ressources dans le sol et en orientant les trajectoires de succession microbienne (Hao et Dong, 2023 ; Su *et al.*, 2023). Dans les sols végétalisés, ces apports de composés carbonés et la concentration des racines dans certains volumes de sols créent des zones où la disponibilité en carbone et en nutriments est plus élevée, ce qui favorise le développement des microorganismes impliqués dans les transformations de l'azote (Chon *et al.*, 2011 ; Tang *et al.*, 2024 ; Wang *et al.*, 2017). Dans notre expérimentation, l'augmentation progressive des abondances de *narG*, *nirS*, *nosZ* et *amoA* au cours du temps suggère que ces communautés ont tiré parti des ressources rhizosphériques pour se développer et exprimer leur potentiel fonctionnel. Cette dynamique peut ainsi être interprétée comme la traduction d'une restructuration progressive de la communauté microbienne, couplée à un renforcement du potentiel fonctionnel de nitrification et de dénitrification au cours de la refonctionnalisation, en particulier dans les traitements combinant végétation et compost (Chon *et al.*, 2011 ; Tang *et al.*, 2024 ; Wang *et al.*, 2017).

Au-delà de cette dynamique temporelle commune, les effets des traitements se distinguent selon les paramètres étudiés. L'ajout de compost induit des activités enzymatiques extracellulaires plus élevées, notamment pour les enzymes du cycle du carbone. Ces observations sont cohérentes avec le rôle des

apports organiques dans l'augmentation des ressources en carbone facilement assimilable et en nutriments, conditions favorables à l'activation enzymatique (Malik *et al.*, 2020 ; Nugent et Allison, 2022 ; Quiquampoix et Burns, 2007). L'enrichissement en substrats carbonés stimule en effet les microorganismes adoptant des stratégies orientées vers la dégradation de la matière organique, ce qui conduit à une intensification de la synthèse et de l'expression d'enzymes extracellulaires nécessaires à la mobilisation du carbone (Malik *et al.*, 2020, 2016).

Les ratios dérivés des activités enzymatiques apportent une information complémentaire, car ils reflètent les stratégies d'acquisition mises en place par les microorganismes. Dans notre étude, les ratios C/N et C/P sont plus élevés à T3 dans les Technosols ayant reçu du compost, ce qui peut refléter l'exploitation prioritaire du carbone organique apporté, plus facilement mobilisable que l'azote et le phosphore. Aux temps suivants (T4 et T5), la diminution progressive de ces ratios dans l'ensemble des sols traduit un réajustement des investissements enzymatiques vers l'acquisition de l'azote et du phosphore, en cohérence avec une moindre disponibilité relative de ces éléments. Ces évolutions s'inscrivent dans le cadre conceptuel de la stœchiométrie éco-enzymatique, selon lequel les microorganismes ajustent leurs profils d'activité selon la disponibilité des ressources et les limitations nutritives rencontrées (Moorhead *et al.*, 2016 ; Piton *et al.*, 2020 ; Sinsabaugh *et al.*, 2009).

Les variations du ratio N/P observées uniquement à T3 dans le sol BOD illustrent la capacité de ces ratios à détecter des ajustements fonctionnels fins au sein des communautés microbiennes. Dans ce cas, la différence entre traitements suggère que les microorganismes ont modifié leurs priorités d'acquisition entre l'azote et le phosphore en réponse aux ressources disponibles. Ce type de variation est cohérent avec l'approche de la stœchiométrie éco-enzymatique, selon laquelle la répartition des activités enzymatiques reflète les limitations nutritives relatives et les compromis que doivent opérer les microorganismes pour satisfaire leurs besoins (Piton *et al.*, 2020).

Cette dynamique enzymatique est cohérente avec l'évolution du potentiel fonctionnel des communautés microbiennes, ce que confirment les marqueurs génétiques. En effet, l'augmentation au cours du temps des gènes associés à la nitrification (*amoA*) et à la dénitrification (*narG*, *nirS*, *nosZ*) indique un renforcement progressif de l'abondance des communautés fonctionnelles impliquées dans les transformations de l'azote. Une telle évolution est généralement interprétée comme le signe d'un accroissement du potentiel de ces processus, les abondances de gènes reflétant la taille des guildes microbiennes nitrifiantes et dénitrifiantes ainsi que leur potentiel fonctionnel (Liu *et al.*, 2022 ; Torsvik et Øvreås, 2002 ; Wang *et al.*, 2017). Bien que ces marqueurs moléculaires ne renseignent pas directement sur les flux biogéochimiques, ils constituent des indicateurs pertinents de la capacité fonctionnelle des communautés lorsqu'ils sont interprétés conjointement avec les activités

enzymatiques (Fierer *et al.*, 2021). Dans notre étude, l'activation coordonnée de *narG*, *nirS* et *nosZ* suggère un renforcement progressif du potentiel fonctionnel de dénitrification, particulièrement marqué dans les sols ayant reçu du compost.

Ces dynamiques s'expliquent par le rôle complémentaire du compost et de la végétation, qui modifient la disponibilité en ressources et stimulent la structuration des communautés microbiennes impliquées dans le cycle de l'azote. Les amendements organiques favorisent l'installation de microorganismes capables d'exploiter les nouvelles sources d'azote, tandis que l'activité racinaire enrichit la rhizosphère en composés carbonés propices au développement des dénitrifiants (Baudoin *et al.*, 2003 ; Legay *et al.*, 2018 ; Nicolas Legay *et al.*, 2014). Dans ce contexte, la combinaison des deux leviers (P+C) apparaît particulièrement favorable au renforcement des communautés nitrifiantes et dénitrifiantes, ce qui est cohérent avec l'augmentation plus marquée de l'abondance de leurs gènes fonctionnels observée à T5 (Meyer *et al.*, 2013).

Les différences observées entre sols, comme l'absence d'effet du temps pour *narG* ou *nosZ* dans un substrat, soulignent toutefois l'importance des conditions initiales (type de sols, disponibilité en nutriments, contraintes physico-chimiques) sur la trajectoire de développement des communautés microbiennes. Une telle variabilité est régulièrement rapportée dans des sols perturbés ou en cours de réhabilitation, où la succession microbienne dépend étroitement du contexte local et du degré de perturbation initial (Mummey et Stahl, 2004 ; Strickland et Rousk, 2010). De plus, plusieurs travaux montrent que les processus liés à l'azote (nitrification, réduction du nitrate ou réduction du N_2O) sont fortement modulés par les ressources disponibles et l'héritage écologique du sol, ce qui concorde avec les dynamiques contrastées observées entre sols et traitements (Fikri *et al.*, 2021 ; Nitschke *et al.*, 2025 ; Tang *et al.*, 2024). L'ensemble des gènes étudiés met en évidence une restauration progressive du potentiel fonctionnel de transformation de l'azote, renforcée par l'ajout de compost, qui favorise la réinstallation des communautés nitrifiantes et dénitrifiantes au sein des Technosols.

Enfin, la prise en compte conjointe des propriétés physico-chimiques et des indicateurs microbiens permet d'affiner l'interprétation des trajectoires de refonctionnalisation des Technosols. Dans notre expérimentation, plusieurs paramètres physico-chimiques tels que le pH ou la disponibilité en éléments nutritifs ont évolué lentement au cours du temps, traduisant des modifications progressives du substrat. Ces variations, souvent d'amplitude modérée, renseignent principalement sur les conditions générales du milieu et sur la manière dont celui-ci s'améliore structurellement. À l'inverse, les indicateurs microbiens réagissent plus rapidement et de manière plus sensible aux changements induits par les traitements, révélant des ajustements fonctionnels précoces au sein des communautés microbiennes. Ainsi, le croisement de ces deux dimensions permet de relier les transformations

structurelles du sol (décrites par les paramètres physico-chimiques) aux réponses biologiques qui en découlent, offrant une lecture plus complète des processus de refonctionnalisation et de la rapidité avec laquelle ils s'expriment (Béchet *et al.*, 2019, 2017 ; Séré *et al.*, 2008).

L'intégration des indicateurs microbiens apporte une information réactive et sensible aux changements induits par les amendements et la végétalisation. Alors que les propriétés physico-chimiques renseignent principalement sur l'état général du sol (réservoir nutritif, contraintes chimiques), les indicateurs microbiens captent rapidement la manière dont ces conditions influencent la dynamique des communautés et leurs fonctions associées (Ananyeva *et al.*, 2021 ; Fierer *et al.*, 2021).

Par ailleurs, les modifications induites par les plantes contribuent à structurer conjointement les compartiments chimiques et biologiques du sol, notamment via la redistribution des nutriments dans la rhizosphère et l'influence des traits racinaires sur le fonctionnement microbien (Barry *et al.*, 2025 ; Faucon *et al.*, 2017 ; Freschet *et al.*, 2021b ; Guyonnet *et al.*, 2018 ; N. Legay *et al.*, 2014). Dans les Technosols étudiés, l'activité racinaire a probablement favorisé la création de microenvironnements enrichis en carbone et localement plus favorables à la croissance microbienne, en raison de l'apport continu d'exsudats et de la concentration des ressources autour des racines. Ces processus soutiennent l'installation de communautés plus actives et contribuent, avec l'amélioration progressive des propriétés physico-chimiques du sol, à orienter les trajectoires de refonctionnalisation. Ce couplage entre végétation, propriétés du sol et activités microbiennes est régulièrement décrit comme un moteur clé de l'évolution des sols reconstruits ou restaurés (Christou *et al.*, 2023 ; Lavelle *et al.*, 2016 ; Nitschke *et al.*, 2025 ; Séré *et al.*, 2008).

Dans ce cadre, l'association d'indicateurs physico-chimiques et microbiens permet de mieux caractériser les trajectoires de restauration en apportant des informations situées à des niveaux de sensibilité différents. Les premiers renseignent sur les contraintes et les ressources disponibles dans le milieu, tandis que les seconds reflètent la manière dont les communautés microbiennes réagissent à ces conditions et réactivent les cycles biogéochimiques correspondants (Bruneel *et al.*, 2019). Ce croisement apparaît particulièrement pertinent pour des Technosols fortement dégradés, où les signaux biologiques se manifestent généralement avant les évolutions physico-chimiques plus lentes, offrant ainsi une lecture précoce des processus de refonctionnalisation et de leurs dynamiques potentielles.

5. Conclusion

L'ensemble des résultats met en évidence que l'amendement organique et la mise en place d'un couvert végétal constituent des leviers efficaces pour amorcer la refonctionnalisation de Technosols fortement dégradés. L'apport de compost a entraîné une réactivation progressive de plusieurs fonctions microbiennes : augmentation des activités enzymatiques, ajustements stœchiométriques et accroissement du potentiel fonctionnel des communautés impliquées dans le cycle de l'azote. Ces réponses traduisent une reprise mesurable des processus biogéochimiques, rendue possible par l'amélioration de la disponibilité en ressources et la structuration progressive de la rhizosphère.

L'effet du compost sur la croissance végétale, observé dans le sol BBAD, suggère que l'amélioration des conditions chimiques peut favoriser l'installation du couvert végétal, mais cette tendance reste dépendante des propriétés initiales des substrats. La biomasse végétale apparaît ainsi étroitement liée aux rétroactions entre amendement, activité microbienne et disponibilité en nutriments, soulignant le rôle structurant de la végétation dans la restauration fonctionnelle des sols.

Les indicateurs microbiens se révèlent particulièrement sensibles pour détecter les premières étapes de remise en fonctionnement : activités enzymatiques, ratios stœchiométriques et marqueurs moléculaires fournissent des signaux précoces et cohérents de la reprise des cycles biogéochimiques. Combinés aux paramètres physico-chimiques, ils permettent d'appréhender à la fois l'évolution structurelle du milieu et la réactivation effective des processus fonctionnels.

Dans l'ensemble, ce Chapitre montre que les modalités testées permettent d'engager, à court terme, une trajectoire de refonctionnalisation dans des Technosols très altérés. Toutefois, la poursuite du suivi dans la durée, et en conditions in situ, serait indispensable pour confirmer la stabilité de ces dynamiques et valider la transposabilité des tendances observées en conditions contrôlées.

Chapitre 8 – Discussion générale

La présente discussion générale replace les résultats obtenus dans le cadre des enjeux liés à l'artificialisation des sols et à la nécessité de développer des outils opérationnels d'évaluation de leur état fonctionnel. Dans un contexte où les sols industriels constituent des systèmes profondément transformés et hétérogènes, l'objectif de la thèse était de concevoir un diagnostic intégratif capable de traduire la complexité pédologique et écologique de ces milieux en informations mobilisables pour la gestion et la restauration. Structuré par deux questions de recherche portant respectivement sur l'élaboration du diagnostic fonctionnel et sur la définition de trajectoires de restauration, le travail mené a permis, dans un premier temps, de sélectionner un ensemble rigoureux et scientifiquement fondé d'indicateurs couvrant les dimensions physiques, chimiques et biologiques du fonctionnement des sols (Chapitre 2). L'application de ces indicateurs à l'échelle du profil a révélé une grande diversité des niveaux de santé des sols, étroitement liée à leur histoire industrielle et à leurs dynamiques pédogénétiques, tout en confirmant la capacité de certains Technosols à maintenir des fonctions écologiques malgré un fort degré d'anthropisation (Chapitre 4). À l'échelle des sols de surface, l'approche appliquée a mis en évidence des contrastes fonctionnels marqués et des limitations persistantes liées aux contraintes structurelles et biogéochimiques de ces substrats (Chapitre 5). L'ensemble de ces connaissances a ensuite été intégré dans un modèle cognitif permettant d'articuler les différentes échelles d'analyse et de produire une représentation synthétique et cohérente de la multifonctionnalité des Technosols (Chapitre 6). Enfin, l'expérimentation conduite en conditions contrôlées a montré que l'apport de compost et la mise en place d'un couvert végétal constituent des leviers efficaces pour amorcer la refonctionnalisation de sols très dégradés, en réactivant l'activité microbienne et en améliorant les conditions de croissance végétale (Chapitre 7). Cette discussion vise ainsi à replacer l'ensemble de ces résultats dans une perspective intégrée, à en analyser la portée et les limites, et à dégager les principales perspectives pour la gestion et la restauration des sols industriels.

1. Constitution d'un ensemble minimal d'indicateurs adapté aux contextes industriels

L'un des objectifs de cette thèse était de construire un ensemble minimal d'indicateurs capable de diagnostiquer le fonctionnement des sols industriels de manière robuste, cohérente et opérationnelle. La méthode développée repose sur une structuration hiérarchique (Fonction – Sous-fonction – Indicateurs) et une sélection multicritère, complétée par une validation experte fondée sur la redondance et surtout sur l'occurrence. Cette approche poursuit les recommandations formulées dans

la littérature (Adhikari et Hartemink, 2016 ; Bünemann *et al.*, 2018 ; Rinot *et al.*, 2019), tout en les adaptant explicitement aux contraintes et spécificités des Technosols industriels (matériaux exogènes, compaction, hétérogénéité verticale).

La sélection finale aboutit à un ensemble de 52 indicateurs, répartis en 32 biologiques, 9 chimiques et 11 physiques, distribution en accord avec la forte sensibilité des indicateurs biologiques dans les sols perturbés (Bünemann *et al.*, 2018 ; Calvaruso *et al.*, 2021, 2019 ; Zwetsloot *et al.*, 2022). Cette taille est cohérente avec les cadres européens et nationaux les plus récents, notamment celui proposé dans le rapport Indiquasol (Cousin *et al.*, 2025), qui mobilise un noyau d'environ cinquante indicateurs couvrant les dimensions physiques, chimiques et biologiques. L'originalité du présent MDS ne réside donc pas dans son ampleur, mais dans la part importante d'indicateurs biologiques intégrés (activités enzymatiques, gènes fonctionnels, nématofaune, macrofaune, traits racinaires), rarement mobilisés conjointement dans les approches généralistes et dans l'adaptation explicite au contexte industriel, à la différence des cadres développés pour les sols agricoles ou urbains (Cherel *et al.*, 2016 ; Schwartz *et al.*, 2022).

Ce MDS présente ainsi une couverture fonctionnelle large, incluant les propriétés physico-chimiques des Technosols (Gardner *et al.*, 2012 ; Gregory *et al.*, 2006 ; Hansson *et al.*, 2019 ; Séré *et al.*, 2010, 2008) et leurs dynamiques biologique (Baptist *et al.*, 2018 ; Birt et Bonnett, 2018 ; Burges *et al.*, 2016) L'intégration conjointe de ces dimensions permet de dépasser les jeux d'indicateurs plus restreints centrés uniquement sur la biologie (Creamer *et al.*, 2022 ; Ferris *et al.*, 2001) ou la chimie, comme proposé dans plusieurs approches agricoles ou urbaines (Calzolari *et al.*, 2020, 2016 ; Greiner *et al.*, 2017 ; Wiesmeier *et al.*, 2019).

La méthode développée introduit également une dimension interprétative assumée, inhérente à toute sélection fondée en partie sur l'expertise. Comme le soulignent Rinot *et al.* (2019), certaines décisions reposent sur l'appréciation experte des processus jugés prioritaires pour caractériser un milieu. Par exemple, la texture du sol, qui joue un rôle clé dans la rétention, la circulation et l'infiltration de l'eau, peut être interprétée différemment selon l'expert : certains privilégieront son importance pour le cycle de l'eau, tandis que d'autres la considéreront secondaire dans des profils dominés par des matériaux exogènes ou compactés. L'intégration de ces arbitrages constitue une étape centrale du raisonnement fonctionnel et contribue à ajuster le MDS aux spécificités réelles des sols étudiés.

Les limites de la méthode rejoignent celles identifiées dans la littérature : nécessité d'une validation empirique sur des contextes variés (Bünemann *et al.*, 2018 ; Vogel *et al.*, 2019), sensibilité possible des pondérations, et dépendance partielle à l'expertise, bien que celle-ci soit reconnue comme indispensable pour les sols anthropisés (Rosén *et al.*, 2015 ; Volchko *et al.*, 2014a, 2014b, 2014c). Une

perspective majeure consistera à tester la robustesse du MDS dans d'autres gradients d'anthropisation de sols, d'à affiner le référentiel d'interprétation des indicateurs, ainsi que de développer des facteurs de pondération des indicateurs lors de futurs diagnostic fonctionnel et de proposer une hiérarchisation des indicateurs selon les futurs usages envisagés (ex : zone de compensation écologique).

2. Comparaison de trois modèles d'évaluation du fonctionnement et de la santé des sols

La comparaison des trois modèles mobilisés dans cette thèse permet d'évaluer différentes manières d'interpréter le fonctionnement des sols industriels à partir d'un même référentiel d'interprétation. Cette particularité constitue un apport original, car peu d'études examinent comment des architectures méthodologiques distinctes transforment la lecture fonctionnelle d'un même jeu d'indicateurs (Drobnik *et al.*, 2018 ; Greiner *et al.*, 2017 ; Karlen *et al.*, 2019, 2003, 1997). Bien que les modèles produisent globalement des tendances convergentes, notamment en ce qui concerne le classement relatif des sols, leurs divergences révèlent des sensibilités propres, étroitement liées aux modalités d'acquisition, à la profondeur d'observation et au niveau de discrimination plus ou moins fins des indicateurs (Figure 68).

Le modèle 1 (Chapitre 4) et le modèle 2 (Chapitre 5) reposent sur une architecture relativement simple, articulée autour d'un niveau « fonction → indicateurs », tandis que le modèle 3 (Chapitre 6) intègre un niveau supplémentaire de sous-fonctions, ce qui permet une lecture plus détaillée et fonctionnelle de l'organisation du sol. Cette structuration hiérarchique est davantage cohérente avec les approches systémiques proposées dans les travaux sur les Technosols ou les sols urbains complexes, où les processus sont fortement compartimentés (Cornu *et al.*, 2021 ; Huot *et al.*, 2015, 2014 ; Leguédois *et al.*, 2016 ; Séré *et al.*, 2010 ; Uzarowicz *et al.*, 2018b, 2017). L'introduction d'un niveau intermédiaire dans le modèle 3 renforce la capacité du diagnostic à détecter des « défauts » fonctionnels ciblés, susceptibles d'évoluer indépendamment les uns des autres dans les milieux remaniés (Fikri *et al.*, 2021 ; Hansson *et al.*, 2019 ; Kim *et al.*, 2022 ; Séré *et al.*, 2010).

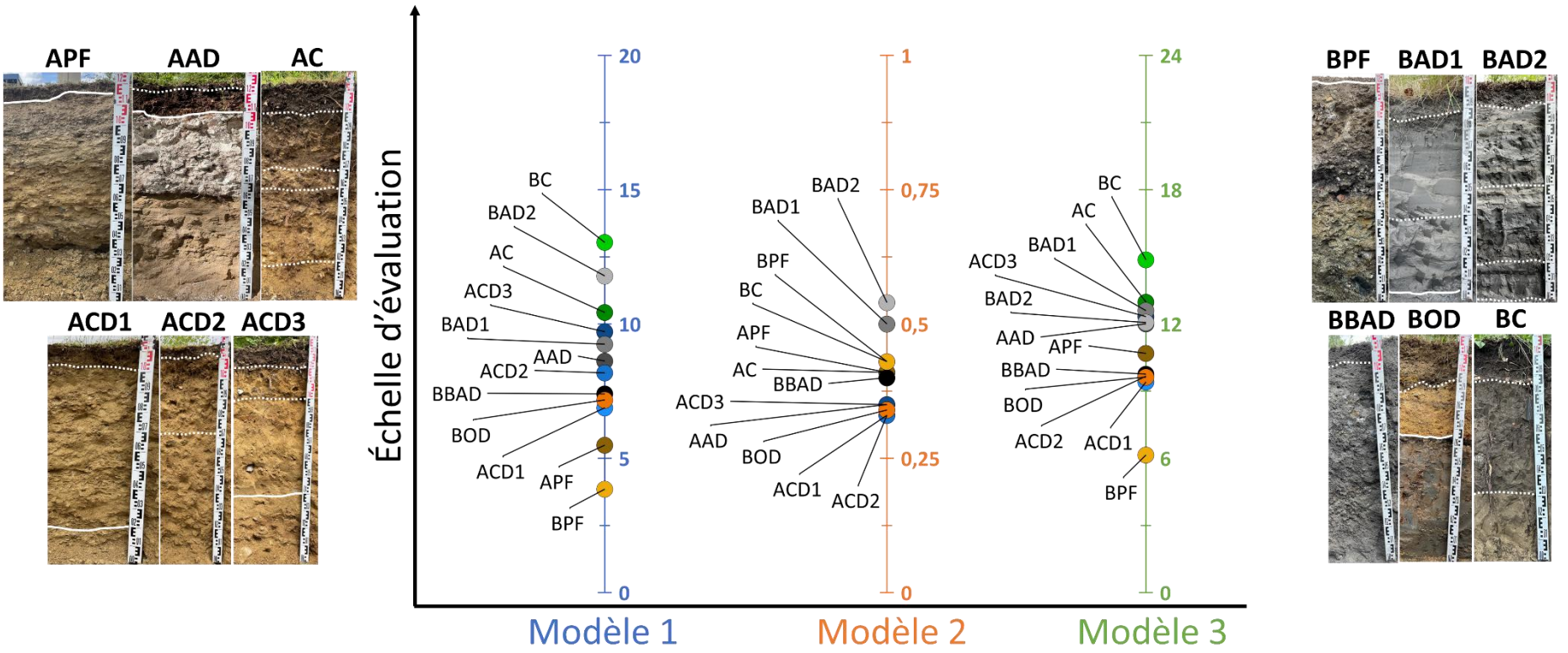


Figure 68. Comparaison des scores totaux obtenus pour les sols étudiés selon les trois modèles d'évaluation du fonctionnement des sols (modèles 1, 2, 3) présentés selon leurs échelles d'évaluation respectives, et illustrée par les photographies des profils de sols correspondants (les lignes pleins indiquent la limite entre la matrice sol et le matériel parental)

Le premier modèle repose exclusivement sur les observations en fosses pédologiques et offre une lecture verticale synthétique de l'architecture interne : continuité ou discontinuités d'horizons, contrastes texturaux, artefacts, compaction ou inversions de matériaux (Howard, 2021 ; Libessart *et al.*, 2022 ; Séré *et al.*, 2010). Cet ancrage structural en fait un outil privilégié pour diagnostiquer les contraintes profondes limitant l'infiltration, la circulation de l'eau ou la colonisation racinaire (DeVilleneuve *et al.*, 2023 ; Gregory *et al.*, 2006 ; Guittonny-Larchevêque et Lortie, 2017 ; Hansson *et al.*, 2019). Toutefois, son caractère semi-quantitatif implique une sensibilité limitée, ce qui restreint sa capacité à discriminer les différences fines, une limite récurrente dans les approches expertes (Greiner *et al.*, 2018, 2017 ; Rinot *et al.*, 2019).

Le deuxième modèle constitue, à l'inverse, l'outil le plus sensible pour détecter des variations fines en surface. Inspiré d'Obriot *et al.* (2016), il repose sur des valeurs continues, des référentiels experts et une quantification précise des propriétés biologiques, chimiques et physiques superficielles, comme recommandé dans de nombreux diagnostics de sols perturbés (Belyaeva et Haynes, 2012 ; Gardner *et al.*, 2012 ; Houben *et al.*, 2012 ; Kostić *et al.*, 2022 ; Maienza *et al.*, 2021 ; Obriot *et al.*, 2016). Sa limite principale tient à son absence de prise en compte de la structure profonde, pourtant déterminante pour comprendre le fonctionnement global des Technosols (Cornu *et al.*, 2021 ; Grard *et al.*, 2025 ; Queiroz *et al.*, 2022 ; Séré *et al.*, 2010). Ainsi ils apparaissent peu différenciés dans le modèle 2, ce que confirme les travaux sur les milieux remaniés (Das *et al.*, 2023 ; Kim *et al.*, 2020, 2022 ; Lee *et al.*, 2013).

Le troisième modèle combine les acquis des deux précédents : lecture verticale du profil, sensibilité quantitative de la surface et structuration fonctionnelle via des sous-fonctions. Cette architecture hiérarchisée, rarement mobilisée conjointement dans les études portant sur les sols anthropisés, se rapproche des approches intégrées utilisées en génie écologique et en phytomanagement (Cundy *et al.*, 2016 ; Kostić *et al.*, 2022, 2018). Elle permet une détection fine des dysfonctionnements ciblés (infiltration, rétention, disponibilité en nutriments, dynamique biologique) tout en assurant une cohérence systémique entre la surface et la profondeur (Cornu *et al.*, 2021 ; Leguédois *et al.*, 2016 ; Séré *et al.*, 2010). Son système de notation semi-quantitatif reste accessible tout en offrant une capacité discriminante accrue (Cherel *et al.*, 2016 ; Schwartz *et al.*, 2022).

L'un des enseignements majeurs de cette comparaison est que l'utilisation de référentiels d'interprétation semblables ne suffit pas à garantir une homogénéité des diagnostics. Les divergences observées illustrent combien l'architecture méthodologique influence la représentation fonctionnelle des sols industriels (Burghardt *et al.*, 2015 ; Cornu *et al.*, 2021 ; Howard, 2021 ; Morel *et al.*, 2014, 2005). Elles confirment également que les modèles ne se situent pas dans une logique de concurrence

mais de complémentarité : diagnostic rapide du profil (modèle 1), quantification fine de la surface (modèle 2), lecture intégrée multi-niveaux (modèle 3).

Cet exercice comparatif ouvre plusieurs perspectives méthodologiques :

- Combiner systématiquement fosses et mesures de surface pour appréhender les Technosols dans leur verticalité (Huot *et al.*, 2015, 2014 ; Séré *et al.*, 2010)
- Développer des modèles hybrides flexibles, capables d'intégrer différents niveaux d'information selon les contraintes opérationnelles
- Renforcer les approches par sous-fonctions pour relier diagnostics, usages visés et stratégies de restauration.

En définitive, la confrontation des trois modèles met en lumière l'influence déterminante de l'architecture d'évaluation sur la lecture fonctionnelle des sols industriels. Elle constitue un apport méthodologique original dans le domaine des diagnostics multi-échelles et contribue à préciser les conditions de mobilisation de chaque modèle en fonction des objectifs de gestion, d'évaluation ou de réhabilitation.

3. Mise en œuvre de la méthode de diagnostic fonctionnel

L'un des apports méthodologiques forts de cette thèse réside dans l'utilisation conjointe d'observations en fosses pédologiques et de mesures réalisées à l'échelle des sols de surface, deux approches traditionnellement mobilisées séparément dans les études portant sur les sols remaniés ou artificialisés (Béchet *et al.*, 2019, 2017 ; Cornu *et al.*, 2021 ; Lothodé *et al.*, 2025 ; Séré *et al.*, 2010). Leur combinaison permet de documenter à la fois l'organisation interne héritée de l'histoire industrielle des sites (Burghardt, 2025 ; Libessart *et al.*, 2022) et les processus biologiques et physico-chimiques les plus actifs en surface, offrant ainsi une lecture intégrée du fonctionnement des Technosols.

Les fosses pédologiques fournissent un accès direct à l'organisation interne des sols industriels, caractérisée par des alternances irrégulières de matériaux technogéniques, des horizons inversés, des zones compactées ou enrichies en artefacts (Séré *et al.*, 2010, 2008 ; Tarnawczyk *et al.*, 2024 ; Uzarowicz *et al.*, 2018a, 2018b, 2017). Ces structures conditionnent de manière déterminante l'infiltration, la circulation et la rétention de l'eau, ainsi que la distribution racinaire (Gregory *et al.*, 2006 ; Hansson *et al.*, 2019 ; Kim *et al.*, 2022 ; Leguédois *et al.*, 2016). Dans cette thèse, l'ouverture des fosses a permis d'identifier plusieurs contraintes profondes (discontinuités texturales, compaction marquée) qui influencent fortement les trajectoires de refonctionnalisation. En complément, la caractérisation des sols de surface fournit une lecture fine des dimensions les plus dynamiques du

fonctionnement parce qu'elle permet le déploiement d'un grand nombre d'indicateurs biologiques (activités microbiennes, indices de la nématofaune, traits racinaires et couvert végétal), particulièrement sensibles aux conditions locales, tout en les associant à des paramètres physico-chimiques directement liés aux processus biologiques (Birt et Bonnett, 2018 ; Burges *et al.*, 2016 ; Calvaruso *et al.*, 2021, 2019 ; Napoletano *et al.*, 2021 ; Panico *et al.*, 2019). Dans ce travail, ces mesures ont mis en évidence des contrastes fonctionnels entre sols pourtant développés sur la même typologie de matériaux parents, montrant l'importance de cette échelle pour saisir les réponses biologiques des Technosols (Barry *et al.*, 2025 ; Jasionkowski *et al.*, 2016).

Ces deux niveaux d'observation, loin d'être redondants, se révèlent strictement complémentaires. Les fosses éclairent les contraintes héritées de l'historique industriel des sols, lesquelles déterminent en grande partie son potentiel de fonctionnement. Les sols de surface, à l'inverse, capturent la réponse biologique immédiate des communautés microbiennes, de la nématofaune, de la macrofaune et de la végétation. Leur articulation constitue ainsi une approche robuste et cohérente pour caractériser des milieux fortement remaniés, où les processus profonds et superficiels évoluent selon des logiques distinctes mais interdépendantes (Béchet *et al.*, 2017 ; Cornu *et al.*, 2021 ; Cundy *et al.*, 2016).

La stratégie d'échantillonnage adoptée s'inscrit dans cette logique multi-échelle. Le zonage préalable reposait sur l'identification de zones d'usages contrastées (topographie, recouvrement végétal, accessibilité, historique industriel), permettant de représenter la diversité des sols rencontrés et de cibler des secteurs pertinents pour l'étude. Cette démarche, largement employée dans les contextes miniers, urbains ou industriels (Cornu *et al.*, 2021 ; Séré *et al.*, 2010, 2008 ; Uzarowicz *et al.*, 2018a), a permis de capter efficacement la variabilité des matériaux, des perturbations et des processus présents sur les sites.

Cependant, cette stratégie présente certaines limites. Le recours à un seul point d'observation en profondeur par zone ne permet pas de caractériser pleinement l'hétérogénéité latérale comme verticale, particulièrement marquée dans les Technosols (Howard, 2021 ; Libessart *et al.*, 2022). Bien que plusieurs mesures aient été réalisées à l'échelle des sols de surface, les contrastes profonds (ex : horizons compactés) restent susceptibles d'échapper à la caractérisation. Par ailleurs, la stratégie n'intègre pas explicitement les variations saisonnières ou interannuelles, dimension pourtant déterminante pour les indicateurs biologiques ainsi que pour l'infiltration, la circulation et la rétention de l'eau. La littérature souligne la nécessité d'en tenir compte dans de futurs suivis (ADEME, 2012 ; Barry *et al.*, 2025 ; Bispo, 2009 ; Christou *et al.*, 2023 ; Freschet *et al.*, 2021b ; Jasionkowski *et al.*, 2016).

Ces constats ouvrent des perspectives opérationnelles pour les contextes industriels. Une démarche progressive apparaît particulièrement adaptée :

i. Un diagnostic initial complet, mobilisant l'ensemble minimal d'indicateurs sélectionné dans la thèse
ii. Un suivi périodique allégé, centré sur des indicateurs sensibles identifiés comme prioritaires via la structure en sous-fonctions du modèle 3

Une telle approche permettrait d'améliorer la robustesse des diagnostics tout en restant compatible avec les contraintes opérationnelles des sites industriels, offrant ainsi un cadre flexible pour suivre les trajectoires de refonctionnalisation des Technosols.

4. Réhabilitation des Technosols : efficacité des leviers testés et apports du modèle 3 pour définir le delta de réhabilitation

À la suite du diagnostic fonctionnel et de l'évaluation du niveau d'expression des fonctions à l'aide du modèle 3 (Chapitre 6), certains sols ont présenté des niveaux faibles à intermédiaires pour plusieurs fonctions clés (Figure 69). C'est en particulier le cas pour les 3 sols BAD2 (dépôt de cendre), BBAD (dépôt de mâchefers) et BOD (ancien parc à fioul). Ils présentent en effet de faibles notes pour les fonctions du « Cycle de la matière organique », de la « Production de biomasse végétale » et du « Réservoir pour la biodiversité ». Ces constats ont conduit à la mise en place d'une expérimentation de réhabilitation en conditions contrôlées sur ces sols industriels fortement dégradés.

Cette expérimentation avait pour objectif d'évaluer l'efficacité d'une intervention de réhabilitation en s'appuyant sur des indicateurs de succès tels que la dynamique biologique du sol et la production de biomasse végétale (Chapitre 7). Les résultats ont mis en évidence (i) une stimulation nette des activités enzymatiques impliquées dans les cycles biogéochimiques, (ii) une augmentation progressive des abondances de gènes fonctionnels associés au cycle de l'azote, (iii) une réponse positive de la végétation lorsque les propriétés initiales du substrat permettaient l'installation racinaire, ainsi que (iv) une divergence initiale entre sols traduisant l'importance de leurs héritages pédogénétiques. Dans l'ensemble, ces observations indiquent que les processus microbiens et végétaux peuvent réagir rapidement lorsque certaines contraintes majeures du milieu sont partiellement levées. L'apport de matière organique sous forme de compost et la mise en place d'un couvert végétal apparaissent ainsi comme deux leviers efficaces pour amorcer une trajectoire de refonctionnalisation des sols, en cohérence avec les travaux menés sur des sols remaniés, miniers ou urbains (ADEME *et al.*, 2017 ; Belyaeva et Haynes, 2012 ; Burges *et al.*, 2016 ; Christou *et al.*, 2023 ; Gardner *et al.*, 2012).

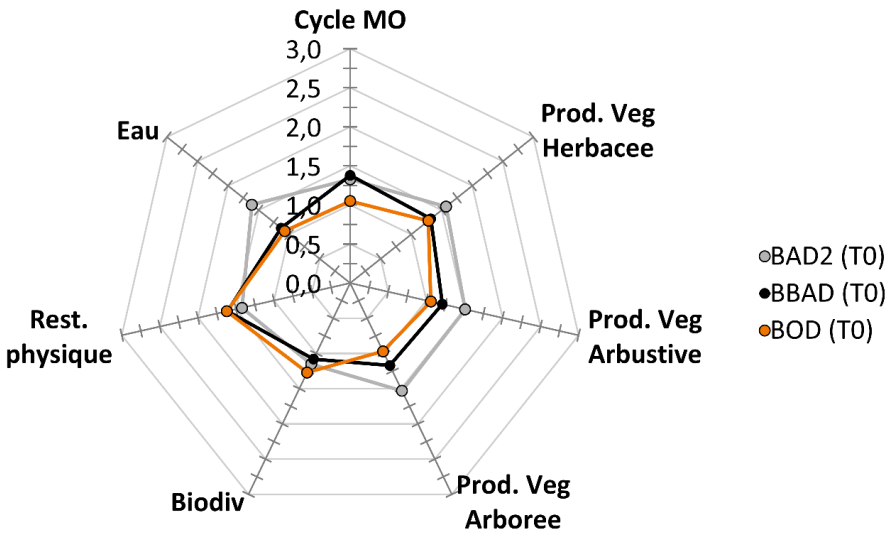


Figure 69. Profils de scores issus du modèle 3 des sols BAD2, BBAD et BOD étudiés lors du diagnostic fonctionnel (T0) pour les fonctions « Cycle de la matière organique » (Cycle MO) ; « Production de biomasse végétale » pour les strates herbacées (Prod. Veg Herbacee), arbustives (Prod. Veg Arbustive) et arborée (Prod. Veg Arboree) ; « Réservoir pour la biodiversité » (Biodiv) ; « Résistance physique » (Rest. Physique) ; et « Rétention, circulation et infiltration de l'eau » (Eau).

Ce « regain » d'activité biologique et de croissance végétale s'est également traduit à l'échelle fonctionnelle telle qu'évalué par le modèle 3. En effet, une amélioration des fonctions « Cycle de la matière organique », « Production de biomasse végétale » (pour la strate herbacée) et « Réservoir pour la biodiversité » est observée (Tableau 42 ; Figure 70). Pour les trois sols étudiés, l'ajout de compost a permis d'augmenter le niveau d'expression de ces fonctions, en particulier celles liées à la dynamique de la matière organique et à la croissance végétale (Belyaeva et Haynes, 2012 ; Morales-Salmerón *et al.*, 2024 ; Napoletano *et al.*, 2021 ; Panico *et al.*, 2019).

Tableau 42. Notes (sur 3) obtenues issues du modèle 3 pour chaque fonctions associées à la note totale des sols BAD2, BBAD et BOD entre le diagnostic fonctionnel (T0) et les deux modalités de réhabilitation fonctionnel (planté : P ; planté et compost : P+C) après 1 an d'expérimentation. Cellules roses indiquent les notes les plus faibles ; cellules en jaune indiquent les notes intermédiaires ; cellules en vert indiquent les notes les plus élevées.

Sols	Niveau de réhabilitation	Fonctions des sols (sur 3)								Notes totales (sur 24)
		Cycle MO	Production de biomasse végétale			Réservoir pour la biodiversité	Résistance physique	Rétention, circulation et infiltration de l'eau	Rétention, stock et transformations des polluants	
			Herbacée	*Arbustive*	*Arborée*					
BAD2	T0	1,33	1,57	1,51	1,53	1,15	1,42	1,61	1,92	12,07
	P	1,40	1,68	1,62	1,64	1,12	1,48	1,69	2,02	12,64
	P+C	1,74	1,87	1,79	1,81	1,27	1,55	1,71	2,02	13,74
BBAD	T0	1,38	1,32	1,21	1,17	1,08	1,61	1,13	0,92	9,76
	P	1,52	1,50	1,39	1,35	1,23	1,73	1,30	1,07	11,09
	P+C	1,56	1,60	1,46	1,41	1,35	1,85	1,30	1,09	11,61
BOD	T0	1,05	1,28	1,06	0,97	1,27	1,62	1,07	1,28	9,63
	P	1,42	1,56	1,34	1,24	1,35	1,73	1,24	1,38	11,25
	P+C	1,53	1,79	1,50	1,38	1,42	1,79	1,29	1,47	12,18

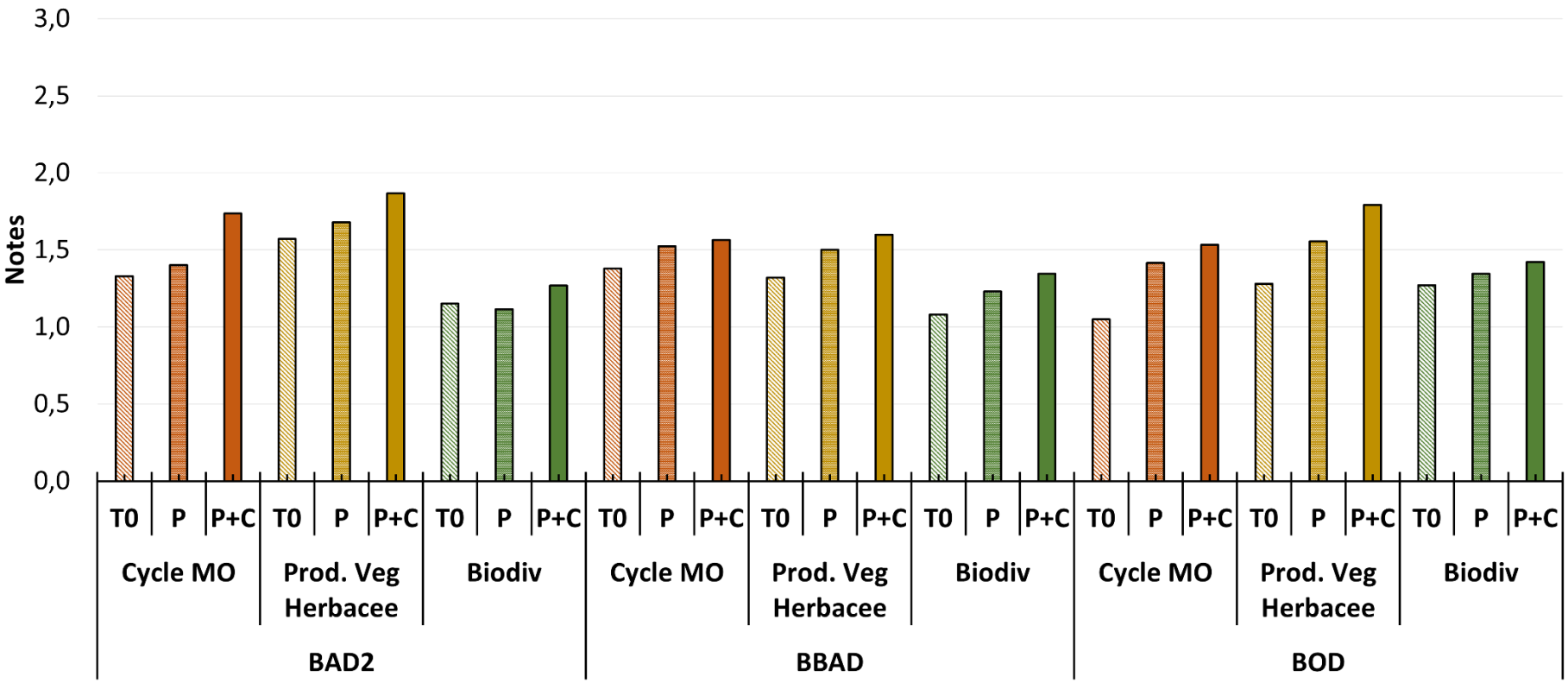


Figure 70. Ensemble des notes issues du modèle 3 obtenues lors du diagnostic fonctionnel (T0) et sous les modalités de réhabilitations au bout d'un an (P : planté ; P+C : planté + compost) pour les sols BAD2, BBAD et BOD aux fonctions « Cycle de la matière organique », « Production de biomasse végétale » (strate herbacée) et « Réservoir pour la biodiversité ».

À travers cette application, le modèle 3 apparaît donc comme un outil pertinent non seulement pour le diagnostic initial des fonctions du sol, mais également pour le suivi de trajectoires de réhabilitation. Néanmoins, au regard du continuum de la restauration écologique proposé par la Society for Ecological Restoration, qui s'étend de la réduction des impacts à la restauration d'écosystèmes de référence (Society for ecological restoration international (SER), 2004), les modalités testées relèvent bien d'une démarche de réhabilitation fonctionnelle et pas d'une restauration au sens strict, d'autant que l'état originel n'a pas été défini ici (Bradshaw, 1983). Elles visent principalement à améliorer des fonctions clés du sol. Enfin, ces interventions demeuraient insuffisantes pour atteindre, à elles seules, un état pleinement compatible avec certains usages cibles potentiels (par exemple zone d'activité ou espace de loisirs).

Un gain supplémentaire de niveau de fonctions du sol pourrait être envisagé avec d'autres mesures de gestion : le renforcement des leviers biologiques, notamment via la diversification des couverts végétaux, l'usage potentiel de symbioses mycorhiziennes ou le recours à la macrofaune ingénieure. Ces approches, intégrant phytostabilisation, phyto-mycorémédiation ou vermirémédiation, peuvent amplifier et stabiliser les fonctions réactivées en surface en stimulant la production de biomasse, la rhizodéposition, l'activité microbienne et la formation d'agrégats (Hickman et Reid, 2008 ; Martinkosky *et al.*, 2017 ; Schneider *et al.*, 2016 ; Solís-Domínguez *et al.*, 2011).

La levée des contraintes profondes passe par des interventions de génie pédologique ciblées (construction de Technosol, réorganisation des matériaux technogéniques, décompactage), visant à restaurer les propriétés physiques, hydriques et biogéochimiques du sol à l'échelle du profil. De telles actions apparaissent en effet nécessaires pour corriger les limitations héritées qui entravent le cycle de l'eau, appauvrissent le sol en ressources nutritives et limitent l'extension du couvert végétal ainsi que le développement racinaire, en particulier dans des contextes de sols technogéniques fortement anthropisés (Ferrández-Gómez et al., 2023 ; Morales-Salmerón et al., 2024 ; Séré et al., 2010, 2008).

Nos résultats du Chapitre 7 confirment d'ailleurs ce que met en évidence la littérature sur le génie écologique : les amendements organiques et la végétalisation constituent des leviers centraux pour réactiver la disponibilité en nutriments et les cycles biogéochimiques (Christou *et al.*, 2023 ; Cundy *et al.*, 2016 ; Gardner *et al.*, 2012 ; Gil-Loaiza *et al.*, 2016 ; Mendez et Maier, 2008).

Dans cette perspective, le modèle 3 développé dans cette thèse peut être mobilisé comme un outil d'aide à la décision permettant d'articuler les leviers de génie écologique avec les objectifs opérationnels des sites. En structurant le diagnostic en fonctions et sous-fonctions, en intégrant simultanément les observations des profils et des sols de surface, et en produisant des scores synthétiques pour chaque fonction, le modèle permet de :

i. Situer chaque sol sur le continuum de réhabilitation (sol fortement dégradé → sol partiellement fonctionnel → sol proche d'un état de référence ou d'un usage souhaité)
ii. Identifier les fonctions les plus déficientes limitant un usage donné (cycle de la matière organique, production de biomasse végétale, réservoir de biodiversité).

Ce delta peut ensuite être traduit en besoins d'intervention. Par exemple, un sol disposant d'un bon support végétal mais présentant une fonction de rétention, circulation et d'infiltration de l'eau fortement dégradée nécessitera en priorité des actions structurales (décompactage, reconstruction de profils) (Lothodé *et al.*, 2025, 2020 ; Séré *et al.*, 2010, 2008). À l'inverse, un sol correctement structuré mais biologiquement inactif mobilisera essentiellement des leviers organiques et biologiques (amendements, biochar, végétation adaptée, symbioses mycorhiziennes, macrofaune ingénieure) (Burges *et al.*, 2016 ; Deeb *et al.*, 2017 ; Firpo *et al.*, 2021 ; Hickman et Reid, 2008 ; Lebrun *et al.*, 2024 ; Martinkosky *et al.*, 2017 ; Ramírez-Zamora *et al.*, 2022).

Conclusion générale

L'étude menée dans cette thèse avait pour ambition de proposer un cadre méthodologique robuste, opérationnel et scientifiquement fondé pour diagnostiquer le fonctionnement des sols industriels et accompagner la planification de leur réhabilitation. Dans un contexte où l'hétérogénéité, la complexité et les héritages pédogénétiques constituent des obstacles majeurs à leur évaluation, ce travail apporte une contribution originale articulée autour de trois avancées principales : (i) la construction d'un ensemble minimal d'indicateurs particulièrement adapté au contexte industriel ; (ii) e développement d'un modèle intégratif combinant lecture verticale du profil, sensibilité quantitative de surface et structuration fonctionnelle en notes, afin de faciliter l'interprétation par les gestionnaires ; et (iii) L'apport de compost et l'installation d'un couvert végétal constituent des leviers efficaces pour initier la refonctionnalisation biologique, en particulier sur la « réactivation » des cycles biogéochimiques, et végétale de Technosols dégradés.

La première contribution majeure réside dans la formalisation d'un minimum data set (MDS) adapté aux sols industriels. Contrairement aux approches de sélection fondées exclusivement sur des critères statistiques, la démarche proposée repose sur une structuration hiérarchique (Fonction – Sous-fonction – Indicateurs) et sur une évaluation multicritère combinant robustesse scientifique, faisabilité opérationnelle et pertinence fonctionnelle. Le MDS obtenu couvre les dimensions physiques, chimiques et biologiques du fonctionnement des sols, en intégrant aussi bien des paramètres structurels que des indicateurs microbiologiques sensibles. Cette approche permet de dépasser les logiques de sélection centrées sur un compartiment unique du sol et fournit un socle interprétatif cohérent pour les milieux fortement remaniés. Elle clarifie également la complémentarité entre les informations issues du profil (contraintes profondes, organisation interne) et celles provenant des sols de surface (processus rapides, dynamique biologique), deux niveaux indispensables pour appréhender la complexité fonctionnelle des Technosols.

La seconde contribution concerne le développement, l'analyse et la comparaison de trois modèles d'évaluation construits à partir de ce référentiel commun. Ces modèles, appliqués respectivement au profil, à la surface et à l'ensemble du continuum sol, permettent de tester différentes architectures méthodologiques allant d'une lecture experte semi-quantitative à une évaluation plus détaillée fondée sur des mesures continues. La comparaison met en évidence que, malgré un référentiel d'interprétation commun, les diagnostics diffèrent selon l'échelle d'observation, la sensibilité des indicateurs mobilisés et la présence ou non d'un niveau intermédiaire de sous-fonctions. Cette divergence n'est pas un obstacle, mais un résultat clé : elle illustre qu'il n'existe pas un diagnostic unique du fonctionnement des sols anthropisés, mais bien une gamme d'outils complémentaires. Le

modèle 3 constitue, dans cette optique, une synthèse intégrative permettant d'articuler les contraintes profondes révélées par les fosses et les dynamiques de surface captées par les mesures quantitatives.

De manière transversale, la thèse met en lumière un enjeu méthodologique central : la complémentarité indispensable entre observations en fosses et mesures de surface. Les fosses révèlent la structure interne, les héritages industriels et les contraintes profondes qui conditionnent fortement le potentiel de fonctionnement des sols. Les mesures de surface captent, quant à elles, les processus rapides, la dynamique microbienne et les réponses immédiates aux interventions. L'articulation de ces deux niveaux d'information constitue un socle fondamental pour tout diagnostic robuste en contexte industriel et a guidé la construction du MDS comme des modèles proposés.

En ce qui concerne la troisième contribution, elle concerne l'analyse de la réponse de Technosols dégradés à des interventions de réhabilitation en conditions contrôlées. Les indicateurs mobilisés démontrent que l'apport de compost et l'installation d'un couvert végétal constituent des leviers efficaces pour amorcer une trajectoire de refonctionnalisation. Les résultats mettent en évidence une réactivation progressive des communautés microbiennes et de certaines de leurs activités enzymatiques, une augmentation des abondances de gènes fonctionnels liés au cycle de l'azote, ainsi qu'une réponse végétale positive lorsque les contraintes initiales sont partiellement levées. Ces dynamiques confirment la sensibilité des indicateurs biologiques pour détecter les premières étapes de remise en fonctionnement, et soulignent l'importance d'un diagnostic capable d'identifier les fonctions clés à cibler dans les plans de réhabilitation.

Enfin, cette thèse ouvre plusieurs perspectives structurantes. La première concerne la nécessité de valider sur d'autres sites, industriels ou non, le MDS et le modèle 3 afin d'évaluer leur robustesse et leur transférabilité à d'autres types de Technosols industriels. La seconde porte sur le développement de versions encore plus opérationnelles du modèle 3, c'est à dire allégées autant que possible, notamment pour le mobiliser dans des dispositifs de suivi à long terme et adaptées aux besoins des gestionnaires. La troisième vise à renforcer l'intégration entre diagnostic fonctionnel et génie écologique, en reliant plus étroitement les fonctions altérées, les leviers de restauration mobilisables et les trajectoires de refonctionnalisation possibles. Enfin, une dernière perspective consiste à inscrire ces outils dans les politiques publiques de renaturation, de désimperméabilisation et de gestion des friches, en contribuant à structurer des cadres d'évaluation fonctionnelle adaptés aux sols anthropisés.

En définitive, cette thèse propose une approche intégrée et innovante pour l'évaluation du fonctionnement des sols industriels. En combinant analyse fonctionnelle, hiérarchisation d'indicateurs, modélisation multi-échelles et réflexion appliquée sur la réhabilitation, elle démontre qu'il est possible

de construire des outils fiables, scientifiquement fondés et opérationnellement adaptés aux réalités du terrain. Par son positionnement à l'interface entre pédologie, écologie et ingénierie, ce travail participe à renouveler la manière d'appréhender les sols anthropisés : non plus comme de simples substrats dégradés, mais comme des systèmes fonctionnels capables d'être restaurés, suivis et valorisés.

Schéma synthétique du projet de thèse

1 : Indicateurs

- Liste de 52 indicateurs « industriels »
- Indicateurs biologiques sensibles
- Sélection multicritère opérationnelle

→ Réduction par corrélations
→ Validation inter-sites de la liste d'indicateur
→ Transférabilité à d'autres sols / contextes

2 : Terrain

- Profils + surface
- Contraintes profondes et héritages d'activités
- Dynamique spatiale de surface

→ Variabilités spatiales et temporelles
→ Validation multi-sites du protocole
→ Suivi fonctionnel sur le long terme

3 : Modèles

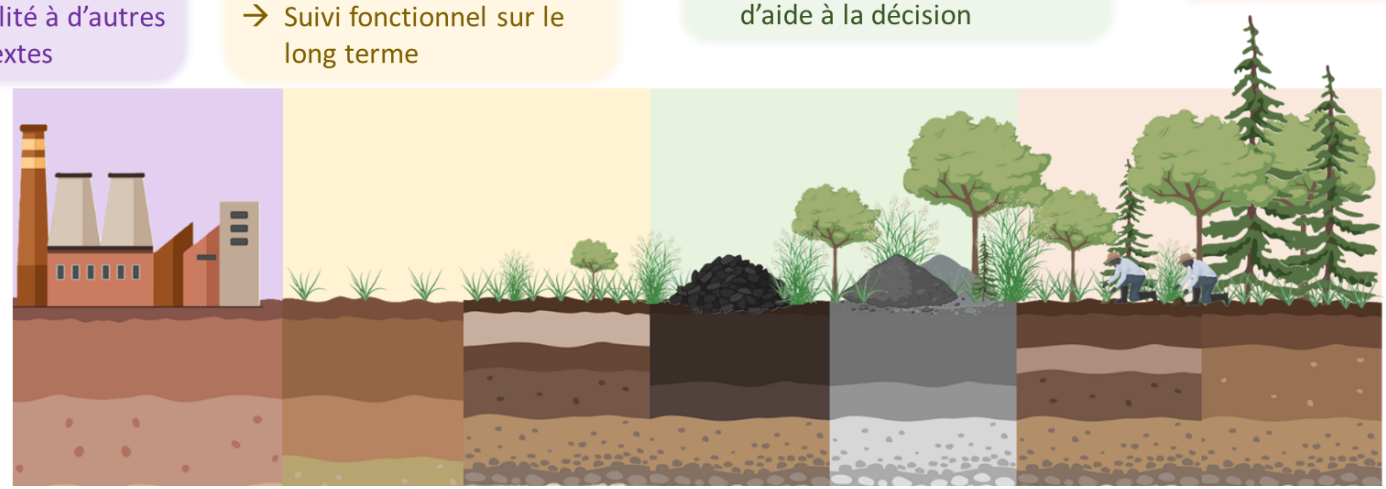
- 3 modèles multi-échelles
- Modèle 3 intégratif = continuum sol
- Référentiel fonctionnel

→ Version opérationnelle simplifiée avec consolidation du référentiel
→ Mis en place d'un outil d'aide à la décision

3 : Réhabilitation

- Leviers de génie écologique
- Indicateurs biologiques précoces
- Trajectoires fonctionnelles

→ Liens diagnostic fonctionnel – génie écologique
→ Transferts aux politiques / réglementations (« ZAN »)



Les principaux résultats sont listés dans les encadrés de chacune des étapes du projet de thèse et les perspectives propres à chacune de ces étapes sont listées en dessous de ces encadrés.

Références bibliographiques

ADEME, 2012. Bioindicateurs : des outils biologiques pour des sols durables. Fiches outils.

ADEME, F.C., INERIS, V.B., ISA-Lille, F.D., Mine Sainte-Etienne, O.F. (Éd.), 2017. Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués: Etat de l'art et guide de mise en oeuvre, ADEME. ed, Expertises. EDP Sciences, Angers. https://doi.org/10.1051/978-2-7598-0865-6

ADEME, 2021. Artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action. Agence de la transition écologique (ADEME), Angers.

Adetunji, A.T., Lewu, F.B., Mulidzi, R., Ncube, B., 2017. The biological activities of β-glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. Journal of soil science and plant nutrition 17, 794-807. https://doi.org/10.4067/S0718-95162017000300018

Adhikari, K., Hartemink, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services — A global review. Geoderma 262, 101-111. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009

Allory, V., 2022. Contribution des Technosols au stockage de carbone et rôle des artéfacts.

Allory, V., Séré, G., Ouvrard, S., 2022. A meta-analysis of carbon content and stocks in Technosols and identification of the main governing factors. European Journal of Soil Science 73, e13141. https://doi.org/10.1111/ejss.13141

Ananyeva, N., Ivashchenko, K., Sushko, S., 2021. Microbial Indicators of Urban Soils and Their Role in the Assessment of Ecosystem Services: a Review. Eurasian Soil Science 54, 1517-1531. https://doi.org/10.1134/S1064229321100033

Andrews, S.S., Karlen, D.L., Cambardella, C.A., 2004. The Soil Management Assessment Framework: A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. Soil Science Society of America Journal 1945-1962.

Antoni, J.-P., Sinsin, T., Agbossou, I., Vuidel, G., Patault, E., 2025. Are soil conservation and "No Net Land Take" suitable for urban development? modeling and assessment in two French cases. City and Environment Interactions 28, 100243. https://doi.org/10.1016/j.cacint.2025.100243

Arias, M.E., González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., Ball, A.S., 2005. Soil health—a new challenge. INTERNATIONAL MICROBIOLOGY.

Assouline, S., 2006. Modeling the Relationship between Soil Bulk Density and the Hydraulic Conductivity Function. Vadose Zone Journal 5, 697-705. https://doi.org/10.2136/vzj2005.0084

Baize, D., Girard, M.-C., 2009. Référentiel pédologique 2008.

Baptist, F., Cotillon, S., Hellal, J., Limasset, E., Anglada, C., Benzekri, S., 2021. RECORD, Outil de conception et de suivi de la réhabilitation écologique de sites dégradés intégrant les solutions fondées sur la nature. Exemples d'application en contexte urbain. Etude RECORD 111.

Baptist, F., Disca, T., Hellal, J., Limasset, E., Horiot, M., Binet, T., 2018. RECORD, Mesure de la biodiversité et évaluation des services écosystémiques des milieux restaurés. Méthodes et retours d'expériences. Etude RECORD 142.

Bardgett, R.D., Mommer, L., De Vries, F.T., 2014. Going underground: root traits as drivers of ecosystem processes. Trends in Ecology & Evolution 29, 692-699. https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.006

Barre, V., Chapuis, J., Barnaud, G., 2001. Recréer la nature : réhabilitation, restauration et création d'écosystèmes - principaux résultats scientifiques et opérationnels. FR-MATE-D4E-SRP. PARIS.

Barrutia, O., Garbisu, C., Epelde, L., Sampedro, M.C., Goicolea, M.A., Becerril, J.M., 2011. Plant tolerance to diesel minimizes its impact on soil microbial characteristics during rhizoremediation of diesel-contaminated soils. Science of The Total Environment S0048969711006498. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.025

Barry, K.E., Hennecke, J., Weigelt, A., Bergmann, J., Bruelheide, H., Freschet, G.T., Iversen, C.M., Kuyper, T.W., Laughlin, D.C., McCormack, M.L., Roumet, C., Van Der Plas, F., Van Ruijven, J., Wijsmuller, R., Auge, H., Eisenhauer, N., Haase, J., Nock, C.A., Oelmann, Y., Wilcke, W., Mommer, L., 2025. Rooting for function: community-level fine-root traits relate to many ecosystem functions. New Phytologist nph.70606. https://doi.org/10.1111/nph.70606

Bartlett, M.S., 1937. Properties of sufficiency and statistical tests. Proceedings of the Royal Society of London Series A 268-282. https://doi.org/doi:10.1098/rspa.1937.0109

Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C., 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. Geoderma 147, 159-171. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007

Batista, P.V.G., Evans, D.L., Cândido, B.M., Fiener, P., 2023. Does soil thinning change soil erodibility? An exploration of long-term erosion feedback systems. SOIL 9, 71-88. https://doi.org/10.5194/soil-9-71-2023

Baudoin, E., Benizri, E., Guckert, A., 2003. Impact of artificial root exudates on the bacterial community structure in bulk soil and maize rhizosphere. Soil Biology and Biochemistry 35, 1183-1192. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00179-2

Béchet, B., Bissonnais, Y.L., Ruas, A., Aguilera, A., André, M., Andrieu, H., Ay, J.-S., Baumont, C., Barbe, E., Beaudet, L.V., Belton-Chevallier, L., Berthier, E., Billet, P., Bonin, O., Cavailhes, J., Chancibault, K., Cohen, M., Coisnon, T., Colas, R., Cornu, S., Cortet, J.J., Dablanc, L., Darly, S., Delolme, C., Fack, G., Fromin, N., Gadal, S., Gauvreau, B., Geniaux, G., Gilli, F., Guelton, S., Guérois, M., Hedde, M., Houet, T., Humbertclaude, S., Jolivet, L., Keller, C., Leberre, I., Madec, P., Mallet, C., Marty, P., Mering, C., Musy, M., Oueslati, W., Paty, S., Polèse, M., Pumain, D., Puissant, A., Riou, S., Rodriguez, F., Ruban, V., Salanié, J., Schwartz, C.C., Sotura, A., Thébert, M., Thévenin, T., Thisse, J., Vergnes, A., Christiane, W., Werey, C., Desrousseaux, M., 2017. Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols: déterminants, impacts et leviers d'action. Rapport. INRA.

Béchet, B., Le Bissonnais, Y., Ruas, A., Desrousseaux, Maylis, Aguilera, A., Andrieu, H., Barbe, E., Billet, P., Cavailhes, J., Cohen, M., Cornu, S., Dablanc, L., Delolme, C., Géniaux, G., Hedde, M., Mering, C., Musy, M., Polèse, M., Weber, C., Frémont, A., Le Perchec, S., Schmitt, B., Savini, I., Desrousseaux, M, 2019. Sols artificialisés : déterminants, impacts et leviers d'action. éditions Quae. https://doi.org/10.35690/978-2-7592-3084-6

Belyaeva, O.N., Haynes, R.J., 2012. Comparison of the effects of conventional organic amendments and biochar on the chemical, physical and microbial properties of coal fly ash as a plant growth medium. Environ Earth Sci 66, 1987-1997. https://doi.org/10.1007/s12665-011-1424-y

Besalatpour, A., Hajabbasi, M.A., Khoshgoftarmanesh, A.H., Dorostkar, V., 2011. Landfarming Process Effects on Biochemical Properties of Petroleum-Contaminated Soils. Soil and Sediment Contamination: An International Journal 20, 234-248. https://doi.org/10.1080/15320383.2011.546447

Betancur-Corredor, B., Kamau, J.W., Perez-Jimenez, J.S., Loaiza-Usuga, J.C., Cardona-Gallo, S.A., Denich, M., Borgemeister, C., 2023. Small-scale spatial variability of Technosol properties in a chronosequence of reclamation of dredged-sediment landfills. Land Degradation & Development 34, 3712-3727. https://doi.org/10.1002/ldr.4715

Bilibio, C., Hensel, O., 2023. Pile covering of waste disposal using technosols made of municipal solid waste incineration bottom ash and coal combustion residues: A column leaching experiment. Front. Environ. Sci. 11. https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1144043

Bilibio, C., Retz, S., Schellert, C., Hensel, O., 2021. Drainage properties of technosols made of municipal solid waste incineration bottom ash and coal combustion residues on potash-tailings piles: A lysimeter study. Journal of Cleaner Production 279, 123442. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123442

Bilibio, C., Uteau, D., Peth, S., Retz, S., Schellert, C., Hensel, O., 2022. Physical properties of technosols as evapotranspiration covers on potash tailings piles. Journal of Environmental Management 310, 114654. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114654

Birouste, M., Zamora-Ledezma, E., Bossard, C., Pérez-Ramos, I.M., Roumet, C., 2014. Measurement of fine root tissue density: a comparison of three methods reveals the potential of root dry matter content. Plant Soil 374, 299-313. https://doi.org/10.1007/s11104-013-1874-y

Birt, H.W.G., Bonnett, S.A.F., 2018. Microbial mechanisms of carbon and nitrogen acquisition in contrasting urban soils. European Journal of Soil Biology 88, 1-7. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.05.006

Bispo, A., 2009. Le programme ADEME "Bioindicateurs de qualité des sols" : Etude et Gestion des Sols.

Blanchart, A., Sere, G., Cherel, J., Warot, G., Stas, M., Consales, J.N., Schwartz, C., 2018. Contribution des sols à la production de services écosystémiques en milieu urbain – une revue. eue 11. https://doi.org/10.7202/1050486ar

Błońska, E., Lasota, J., Piaszczyk, W., Wiecheć, M., Klamerus-Iwan, A., 2018. The effect of landslide on soil organic carbon stock and biochemical properties of soil. J Soils Sediments 18, 2727-2737. https://doi.org/10.1007/s11368-017-1775-4

Brackin, R., SCHMIDT, S., WALTER, D., BHUIYAN, S., BUCKLEY, S., ANDERSON, J., 2017. SOIL BIOLOGICAL HEALTH—WHAT IS IT AND HOW CAN WE IMPROVE IT? Australian Society of Sugar Cane Technologists 39, 141-154.

Bradshaw, A.D., 1983. The Reconstruction of Ecosystems: Presidential Address to the British Ecological Society, December 1982. The Journal of Applied Ecology 20, 1. https://doi.org/10.2307/2403372

Brauman, A., Thoumazeau, A., 2020. Biofunctool® : un outil de terrain pour évaluer la santé des sols, basé sur la mesure de fonctions issues de l'activité des organismes du sol. Etude et Gestion des Sols.

Bruneel, O., Mghazli, N., Sbabou, L., Héry, M., Casiot, C., Filali-Maltouf, A., 2019. Role of microorganisms in rehabilitation of mining sites, focus on Sub Saharan African countries. Journal of Geochemical Exploration 205, 106327. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.06.009

Brunner, I., Pannatier, E.G., Frey, B., Rigling, A., Landolt, W., Zimmermann, S., Dobbertin, M., 2009. Morphological and physiological responses of Scots pine fine roots to water supply in a dry climatic region in Switzerland. Tree Physiology 29, 541-550. https://doi.org/10.1093/treephys/tpn046

Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J.W., Brussaard, L., 2018. Soil quality – A critical review. Soil Biology and Biochemistry 120, 105-125. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030

Burges, A., Epelde, L., Benito, G., Artetxe, U., Becerril, J.M., Garbisu, C., 2016. Enhancement of ecosystem services during endophyte-assisted aided phytostabilization of metal contaminated mine soil. Science of The Total Environment 562, 480-492. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.080

Burghardt, W., 2025. 25 years of SUITMAs: Urban soils - a new research field in soil science. What makes these soils and the interest in these soils so special? J Soils Sediments 25, 374-389. https://doi.org/10.1007/s11368-024-03826-6

Burghardt, W., Morel, J.L., Zhang, G.-L., 2015. Development of the soil research about urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMA). Soil Science and Plant Nutrition 61, 3-21. https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1046136

Burghardt, W., 1994. Soils in urban and industrial environments. J Plant Nutrition & Soil 157, 205–214. https://doi.org/10.1002/jpln.19941570308

Burke, D.J., Weintraub, M.N., Hewins, C.R., Kalisz, S., 2011. Relationship between soil enzyme activities, nutrient cycling and soil fungal communities in a northern hardwood forest. Soil Biology and Biochemistry, Knowledge gaps in soil C and N interactions 43, 795-803. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.12.014

Burrow, C., Pernin, C., Lepretre, A., 2018. Influence of connectivity & topsoil management practices of a constructed technosol on pedofauna colonization: A field study. Applied Soil Ecology, HUMUSICA 3 - Reviews, Applications, Tools 123, 416–419. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.12.001

Calvaruso, C., Blanchart, A., Bertin, S., 2019. Diagnostic de la qualité des sols agricoles et forestiers : Indicateurs de suivi et stratégies de déploiement. ADEME 80.

Calvaruso, C., Blanchart, A., Bertin, S., Grand, C., Pierart, A., Eglin, T., 2021. Revue de la littérature et sélection de paramètres en ateliers participatifs. Etude et Gestion des Sols.

Calzolari, C., Tarocco, P., Lombardo, N., Marchi, N., Ungaro, F., 2020. Assessing soil ecosystem services in urban and peri-urban areas: From urban soils survey to providing support tool for urban planning. Land Use Policy 99, 105037. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105037

Calzolari, C., Ungaro, F., Filippi, N., Guermandi, M., Malucelli, F., Marchi, N., Staffilani, F., Tarocco, P., 2016. A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. Geoderma 261, 190-203. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.013

Campbell, C.D., Chapman, S.J., Cameron, C.M., Davidson, M.S., Potts, J.M., 2003. A Rapid Microtiter Plate Method To Measure Carbon Dioxide Evolved from Carbon Substrate Amendments so as To Determine the Physiological Profiles of Soil Microbial Communities by Using Whole Soil. Appl Environ Microbiol 69, 3593-3599. https://doi.org/10.1128/AEM.69.6.3593-3599.2003

Canadell, J., Jackson, R.B., Ehleringer, J.B., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.-D., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. Oecologia 108, 583-595. https://doi.org/10.1007/BF00329030

Cébron, A., Cortet, J., Criquet, S., Biaz, A., Calvert, V., Caupert, C., Pernin, C., Leyval, C., 2011. Biological functioning of PAH-polluted and thermal desorption-treated soils assessed by fauna and microbial bioindicators. Research in Microbiology, Special issue on environmental microbiology 162, 896-907. https://doi.org/10.1016/j.resmic.2011.02.011

Cerema, 2023. La consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers (ENAF) en France : données 2009–2023 et trajectoires d'artificialisation. Cerema, Bron.

Cerema, Banque de France, 2024. Les déterminants de la consommation d'espaces en France et le rôle des activités économiques dans l'artificialisation des sols. Cerema, Paris.

Chambers, J.M., Hastie, T.J. (Éd.), 1997. Chapter 5. Analysis of variance; designed experiments. - written by Chambers, J. M., Freeny, A and Heiberger, R. M., in: Statistical Models in S, Chapman & Hall Computer Science Series. Chapman & Hall, London.

Chaparro, J.M., Sheflin, A.M., Manter, D.K., Vivanco, J.M., 2012. Manipulating the soil microbiome to increase soil health and plant fertility. Biol Fertil Soils 48, 489-499. https://doi.org/10.1007/s00374-012-0691-4

Charzyński, P., Plak, A., Hanaka, A., 2017. Influence of the soil sealing on the geoaccumulation index of heavy metals and various pollution factors. Environ Sci Pollut Res 24, 4801-4811. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8209-5

Cherel, J., Séré, G., Boithias, L., Warot, G., Schwartz, C., Morandas, P., 2016. DESTISOL : LES SOLS, UNE OPPORTUNITE POUR UN AMENAGEMENT URBAIN DURABLE.

Cheval, P., 2023. Construction de Technosols fonctionnels et fertiles à partir de matériaux, déchets et sous-produits urbains pour un usage en micro-maraîchage bio-intensif. Université de Lille.

Cheverry, C., Gascuel, C., 2009. Sous les pavés la terre : Connaître et gérer les sols urbains.

Chon, K., Chang, J.-S., Lee, E., Lee, J., Ryu, J., Cho, J., 2011. Abundance of denitrifying genes coding for nitrate (narG), nitrite (nirS), and nitrous oxide (nosZ) reductases in estuarine versus wastewater effluent-fed constructed wetlands. Ecological Engineering 37, 64-69. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.04.005

Christou, A., Charilaou, E., Zissimos, A., Neocleous, D., Dalias, P., Zorpas, A.A., Stylianou, M., 2023. Compost-assisted revegetation of highly phytotoxic sulfidic tailings with *Medicago sativa* L. plants grown from the seed to seedpod stage under greenhouse experimental mesocosms conditions. Journal of Environmental Management 347, 119185. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119185

Clewell, A.F., Aronson, J., 2012. Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession. Island Press.

Cluzeau, D., Bellido, A., Boulonne, L., Cannavacciuolo, M., Chaussod, R., Cortet, J., Fargette, M., Giteau, J.-L., Guernion, M., Jolivet, C., Lavelle, P., Foucaud-Lemercier, B., Martin, F., Mateille, T., Mercier, V., Péres, G., Pernin, C., Plantard, O., Ponge, J.F., Ranjard, L., Rougé, L., Ruiz, N., Tico, S., Velasquez, H., Villenave, C., Walter, C., 2009. RMQS Biodiv Bretagne Tome 2 Cahier des méthodes.

Colombini, G., Watteau, F., Auclerc, A., 2022. Technosol rehabilitation strategies drive soil physico-chemical properties and fauna diversity on a former coking plant area. Applied Soil Ecology 177, 104542. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104542

Connaissance des énergies, 2024. Charbon : formation, production, pays et chiffres clés en 2024 [WWW Document]. Connaissance des Energies. URL https://www.connaissancedesenergies.org/fiche-pedagogique/charbon (consulté le 2.14.25).

Cornu, S., Keller, C., Béchet, B., Delolme, C., Schwartz, C., Vidal-Beaudet, L., 2021. Pedological characteristics of artificialized soils: A snapshot. Geoderma 401, 115321. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115321

Cousin, I., Desrousseaux, M., Angers, D., Augusto, L., Ay, J.-S., Baysse-Lainé, A., Branchu, P., Brauman, A.A., Prévost-Bouré, N.C., Compagnone, C., Gros, R., Hermon, C., Keller, C., Laroche, B., Meulemans, G., Montagne, D., Pérès, G., Saby, N.P.A., Vaudour, E., Villerd, J., Violle, C., Lelievre, V., Mareschal, S. de, Brichler, M.-C., Froger, C., Itey, J., Leenhardt,

S., 2025. Préserver la qualité des sols : vers un référentiel d'indicateurs. Rapport d'étude (report). INRAE. https://doi.org/10.17180/qnpx-x742
Craine, J.M., Froehle, J., Tilman, D.G., Wedin, D.A., Chapin, F.S., Iii, 2001. The relationships among root and leaf traits of 76 grassland species and relative abundance along fertility and disturbance gradients. Oikos 93, 274-285. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.930210.x
Craine, J.M., Wedin, D.A., Chapin, F.S., Reich, P.B., 2003. Relationship between the structure of root systems and resource use for 11 North American grassland plants. Plant Ecology 165, 85-100. https://doi.org/10.1023/A:1021414615001
Creamer, R.E., Barel, J.M., Bongiorno, G., Zwetsloot, M.J., 2022. The life of soils: Integrating the who and how of multifunctionality. Soil Biology and Biochemistry 166, 108561. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108561
Cundy, A.B., Bardos, R.P., Puschenreiter, M., Mench, M., Bert, V., Friesl-Hanl, W., Müller, I., Li, X.N., Weyens, N., Witters, N., Vangronsveld, J., 2016. Brownfields to green fields: Realising wider benefits from practical contaminant phytomanagement strategies. Journal of Environmental Management, Sustainable Remediation 184, 67-77. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.028
Das, T.K., Kabir, A., Zhao, W., Stenstrom, M.K., Dittrich, T.M., Mohanty, S.K., 2023. A review of compaction effect on subsurface processes in soil: Implications on stormwater treatment in roadside compacted soil. Science of The Total Environment 858, 160121. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160121
Deeb, M., Desjardins, T., Podwojewski, P., Pando, A., Blouin, M., Lerch, T.Z., 2017. Interactive effects of compost, plants and earthworms on the aggregations of constructed Technosols. Geoderma 305, 305-313. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.06.014
DeVilleneuve, S., Kelly, A., Miyanaka, N., Shanmuhasundaram, T., Murphree, P., Wyatt, B.M., 2023. Impacts of vegetation and topsoil removal on soil erosion, soil moisture, and infiltration. Agrosystems, Geosciences & Environment 6, e20402. https://doi.org/10.1002/agg2.20402
Drenning, P., Volchko, Y., Enell, A., Berggren Kleja, D., Larsson, M., Norrman, J., 2024. A method for evaluating the effects of gentle remediation options (GRO) on soil health: Demonstration at a DDX-contaminated tree nursery in Sweden. Science of The Total Environment 948, 174869. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174869
Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., 2018. Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. Ecological Indicators 94, 151-169. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.052
Du Preez, G., Daneel, M., De Goede, R., Du Toit, M.J., Ferris, H., Fourie, H., Geisen, S., Kakouli-Duarte, T., Korthals, G., Sánchez-Moreno, S., Schmidt, J.H., 2022. Nematode-based indices in soil ecology: Application, utility, and future directions. Soil Biology and Biochemistry 169, 108640. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108640
DuPont, S.T., Beniston, J., Glover, J.D., Hodson, A., Culman, S.W., Lal, R., Ferris, H., 2014. Root traits and soil properties in harvested perennial grassland, annual wheat, and never-tilled annual wheat. Plant Soil 381, 405-420. https://doi.org/10.1007/s11104-014-2145-2
Dutoit, T., 2012. Espoirs et limites de l'ingénierie écologique. Le Courrier de la Nature 22-29.
Ekberli, I., Kerimova, E., 2008. Functional relationships between fertility and some soil parameters. Asian Journal of Chemistry 20, 2320-2326.
Escudié, F., Auer, L., Bernard, M., Mariadassou, M., Cauquil, L., Vidal, K., Maman, S., Hernandez-Raquet, G., Combes, S., Pascal, G., 2018. FROGS: Find, Rapidly, OTUs with Galaxy Solution. Bioinformatics 34, 1287-1294. https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btx791
European Commission, 2023. Proposal for a Directive on Soil Monitoring and Resilience.
European Commission, 2025. Directive sur la surveillance des sols.
European Environment Agency., Swiss Federal Office for the Environment (FOEN)., 2016. Urban sprawl in Europe: joint EEA FOEN report. Publications Office, LU. https://doi.org/10.2800/143470
European Environment Agency., 2022. Land take and land degradation in functional urban areas. Publications Office, LU. https://doi.org/10.2800/714139
Faucon, M.-P., Houben, D., Lambers, H., 2017. Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. Trends in Plant Science 22, 385-394. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2017.01.005
Fernández-Caliani, J.C., Álvarez-Lozano, J., García-Navarro, E., Fernández-Landero, S., Cantero, C., Giráldez, M.I., 2024. A Novel Technosol Formulation for Sustainable Landfill Top Covers Using Non-Hazardous Wastes. Applied Sciences 14, 6166. https://doi.org/10.3390/app14146166
Ferrández-Gómez, B., Jordá, J.D., Sánchez-Sánchez, A., Cerdán, M., 2023. Characterization of Technosols for Urban Agriculture. Sustainability 15, 15769. https://doi.org/10.3390/su152215769
Ferris, H., Bongers, T., de Goede, R.G.M., 2001. A framework for soil food web diagnostics: extension of the nematode faunal analysis concept. Applied Soil Ecology 18, 13-29. https://doi.org/10.1016/S0929-1393(01)00152-4
Fierer, N., Wood, S.A., Bueno de Mesquita, C.P., 2021. How microbes can, and cannot, be used to assess soil health. Soil Biology and Biochemistry 153, 108111. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108111
Fikri, M., Joulian, C., Motelica-Heino, M., Norini, M.-P., Hellal, J., 2021. Resistance and Resilience of Soil Nitrogen Cycling to Drought and Heat Stress in Rehabilitated Urban Soils. Front. Microbiol. 12, 727468. https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.727468
Finkenbein, P., Kretschmer, K., Kuka, K., Klotz, S., Heilmeier, H., 2013. Soil enzyme activities as bioindicators for substrate quality in revegetation of a subtropical coal mining dump. Soil Biology and Biochemistry, Special Issue: Interactions of Soil Minerals with Organic Components and Microorganisms VII and Enzymes in the Environment IV 56, 87-89. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.02.012

Firpo, B.A., Weiler, J., Schneider, I.A.H., 2021. Technosol made from coal waste as a strategy to plant growth and environmental control. Energy Geoscience, Coal energy and environmental impacts 2, 160-166. https://doi.org/10.1016/j.engeos.2020.09.006

Fisher, R.A., Corbet, A.S., Williams, C.B., 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of animal population. Journal of Animal Ecology 42-58.

Fosse, J., 2019. Objectif « zéro artificialisation nette » : quels leviers pour protéger les sols ?

France Stratégie, 2023. L'artificialisation des sols : un phénomène difficile à maîtriser. Rapport d'analyse. France Stratégie, Paris.

Freschet, G.T., Pagès, L., Iversen, C.M., Comas, L.H., Rewald, B., Roumet, C., Klimešová, J., Zadworny, M., Poorter, H., Postma, J.A., Adams, T.S., Bagniewska-zadworna, A., Bengough, A.G., Blancaflor, E.B., Brunner, I., Cornelissen, J.H.C., Garnier, É., Gessler, A., Hobbie, S.E., Meier, I.C., Mommer, L., Picon-Cochard, C., Rose, L., Ryser, P., Scherer-lorenzen, M., Soudzilovskaia, N.A., Stokes, A., Sun, T., Valverde-barrantes, O.J., Weemstra, M., Weigelt, A., Wurzburger, N., York, L.M., Batterman, S.A., Gomes de Moraes, M., Janeček, Š., Lambers, H., Salmon, V., Tharayil, N., Mccormack, M.L., 2021a. A starting guide to root ecology: strengthening ecological concepts and standardising root classification, sampling, processing and trait measurements. New Phytologist 232, 973-1122. https://doi.org/10.1111/nph.17572

Freschet, G.T., Roumet, C., 2017. Sampling roots to capture plant and soil functions. Funct Ecol 31, 1506-1518. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12883

Freschet, G.T., Roumet, C., Comas, L.H., Weemstra, M., Bengough, A.G., Rewald, B., Bardgett, R.D., De Deyn, G.B., Johnson, D., Klimešová, J., Lukac, M., McCormack, M.L., Meier, I.C., Pagès, L., Poorter, H., Prieto, I., Wurzburger, N., Zadworny, M., Bagniewska-Zadworna, A., Blancaflor, E.B., Brunner, I., Gessler, A., Hobbie, S.E., Iversen, C.M., Mommer, L., Picon-Cochard, C., Postma, J.A., Rose, L., Ryser, P., Scherer-Lorenzen, M., Soudzilovskaia, N.A., Sun, T., Valverde-Barrantes, O.J., Weigelt, A., York, L.M., Stokes, A., 2021b. Root traits as drivers of plant and ecosystem functioning: current understanding, pitfalls and future research needs. New Phytologist 232, 1123-1158. https://doi.org/10.1111/nph.17072

Freschet, G.T., Valverde-Barrantes, O.J., Tucker, C.M., Craine, J.M., McCormack, M.L., Violle, C., Fort, F., Blackwood, C.B., Urban-Mead, K.R., Iversen, C.M., Bonis, A., Comas, L.H., Cornelissen, J.H.C., Dong, M., Guo, D., Hobbie, S.E., Holdaway, R.J., Kembel, S.W., Makita, N., Onipchenko, V.G., Picon-Cochard, C., Reich, P.B., de la Riva, E.G., Smith, S.W., Soudzilovskaia, N.A., Tjoelker, M.G., Wardle, D.A., Roumet, C., 2017. Climate, soil and plant functional types as drivers of global fine-root trait variation. Journal of Ecology 105, 1182-1196. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12769

Freschet, G.T., Violle, C., Bourget, M.Y., Scherer-Lorenzen, M., Fort, F., 2018a. Allocation, morphology, physiology, architecture: the multiple facets of plant above- and below-ground responses to resource stress. New Phytologist 219, 1338-1352. https://doi.org/10.1111/nph.15225

Freschet, G.T., Violle, C., Roumet, C., Garnier, É., 2018b. Interactions between Soil and Vegetation: Structure of Plant Communities and Soil Functioning, in: Soils as a Key Component of the Critical Zone 6. John Wiley & Sons, Ltd, p. 83-104. https://doi.org/10.1002/9781119438274.ch5

Frouz, J., Van Diggelen, R., Pižl, V., Starý, J., Háněl, L., Tajovský, K., Kalčík, J., 2009. The effect of topsoil removal in restored heathland on soil fauna, topsoil microstructure, and cellulose decomposition: implications for ecosystem restoration. Biodivers Conserv 18, 3963-3978. https://doi.org/10.1007/s10531-009-9692-5

Fu, Y., Tian, Z., Amoozegar, A., Heitman, J., 2019. Measuring dynamic changes of soil porosity during compaction. Soil and Tillage Research 193, 114-121. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.05.016

Gardner, W.C., Anne Naeth, M., Broersma, K., Chanasyk, D.S., Jobson, A.M., 2012. Influence of biosolids and fertilizer amendments on element concentrations and revegetation of copper mine tailings. Can. J. Soil. Sci. 92, 89-102. https://doi.org/10.4141/cjss2011-005

Geisen, S., Wall, D.H., Van Der Putten, W.H., 2019. Challenges and Opportunities for Soil Biodiversity in the Anthropocene. Current Biology 29, R1036-R1044. https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.007

Geissen, V., Wang, S., Oostindie, K., Huerta, E., Zwart, K.B., Smit, A., Ritsema, C.J., Moore, D., 2013. Effects of topsoil removal as a nature management technique on soil functions. CATENA 101, 50-55. https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.10.002

Gil-Loaiza, J., White, S.A., Root, R.A., Solís-Dominguez, F.A., Hammond, C.M., Chorover, J., Maier, R.M., 2016. Phytostabilization of Mine Tailings Using Compost-Assisted Direct Planting: Translating Greenhouse Results to the Field. Sci Total Environ 565, 451-461. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.168

Gis Sol » La carte nationale des stocks de carbone des sols intégrée dans la carte mondiale de la FAO, s. d. URL https://www.gissol.fr/donnees/cartes/la-carte-nationale-des-stocks-de-carbone-des-sols-integree-dans-la-carte-mondiale-de-la-fao-4335 (consulté le 4.28.25).

Gis Sol » La répartition géographique de la biomasse microbienne des sols de France métropolitaine, s. d. URL https://www.gissol.fr/donnees/cartes/1440-1440 (consulté le 5.28.25).

Gis Sol » Les réserves en eau utile de la France métropolitaine, s. d. URL https://www.gissol.fr/donnees/cartes/les-reserves-en-eau-utile-de-la-france-metropolitaine-1483 (consulté le 5.28.25).

Gómez-Brandón, M., Herbón, C., Probst, M., Fornasier, F., Barral, M.T., Paradelo, R., 2022. Influence of land use on the microbiological properties of urban soils. Applied Soil Ecology 175, 104452. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104452

Grard, B.J.P., Barrier-Guillot, A., Chenu, C., 2025. Early pedogenesis of a young Technosol made from organic wastes. Geoderma 459, 117343. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2025.117343
Gregory, J.H., Dukes, M.D., Jones, P.H., Miller, G.L., 2006. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. Journal of Soil and Water Conservation 61, 117-124. https://doi.org/10.1080/00224561.2006.12435870
Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A., Papritz, A., 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. Land Use Policy 69, 224-237. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.06.025
Greiner, L., Nussbaum, M., Papritz, A., Fraefel, M., Zimmermann, S., Schwab, P., Grêt-Regamey, A., Keller, A., 2018. Assessment of soil multi-functionality to support the sustainable use of soil resources on the Swiss Plateau. Geoderma Regional 14, e00181. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00181
Guarino, C., Spada, V., Sciarrillo, R., 2017. Assessment of three approaches of bioremediation (Natural Attenuation, Landfarming and Bioagumentation – Assistited Landfarming) for a petroleum hydrocarbons contaminated soil. Chemosphere 170, 10-16. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.165
Guilland, C., 2018. La biodiversité des sols urbains au service des villes durables. Etude et Gestion des Sols.
Guittonny-Larchevêque, M., Lortie, S., 2017. Above- and Belowground Development of a Fast-Growing Willow Planted in Acid-Generating Mine Technosol. Journal of Environmental Quality 46, 1462-1471. https://doi.org/10.2134/jeq2017.03.0128
Gupta, D.K., Rai, U.N., Tripathi, R.D., Inouhe, M., 2002. Impacts of fly-ash on soil and plant responses.
Guyonnet, J.P., Guillemet, M., Dubost, A., Simon, L., Ortet, P., Barakat, M., Heulin, T., Achouak, W., Haichar, F.E.Z., 2018. Plant Nutrient Resource Use Strategies Shape Active Rhizosphere Microbiota Through Root Exudation. Front. Plant Sci. 9, 1662. https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01662
Hagner, M., Uusitalo, M., Ruhanen, H., Heiskanen, J., Peltola, R., Tiilikkala, K., Hyvönen, J., Sarala, P., Mäkitalo, K., 2021. Amending mine tailing cover with compost and biochar: effects on vegetation establishment and metal bioaccumulation in the Finnish subarctic. Environ Sci Pollut Res Int 28, 59881-59898. https://doi.org/10.1007/s11356-021-14865-8
Hansson, L., Šimůnek, J., Ring, E., Bishop, K., Gärdenäs, A.I., 2019. Soil Compaction Effects on Root-Zone Hydrology and Vegetation in Boreal Forest Clearcuts. Soil Science Society of America Journal 83, S105-S115. https://doi.org/10.2136/sssaj2018.08.0302
Hao, G., Dong, Z., 2023. Vegetation succession accelerated the accumulation of soil organic carbon on road-cut slopes by changing the structure of the bacterial community. Ecological Engineering 197, 107118. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107118
Hartemink, A., 2005. Soil Fertility Decline: Definitions and Assessment, in: Encyclopedia of Soil Science, Second Edition. CRC Press. https://doi.org/10.1201/NOE0849338304.ch339
Haynes, R.J., 2009. Reclamation and revegetation of fly ash disposal sites – Challenges and research needs. Journal of Environmental Management 90, 43-53. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.003
Heiskanen, J., Ruhanen, H., Hagner, M., 2022. Effects of compost, biochar and ash mixed in till soil cover of mine tailings on plant growth and bioaccumulation of elements: A growing test in a greenhouse. Heliyon 8, e08838. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e08838
Hickman, Z.A., Reid, B.J., 2008. Earthworm assisted bioremediation of organic contaminants. Environ Int 34, 1072-1081. https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.02.013
Hollander, M., Wolfe, D., A., 1973. Nonparametric statistical methods. John Wiley & Sons, New York.
Houben, D., Pircar, J., Sonnet, P., 2012. Heavy metal immobilization by cost-effective amendments in a contaminated soil: Effects on metal leaching and phytoavailability. Journal of Geochemical Exploration, Phytoremediation of polluted soils 123, 87-94. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.10.004
Howard, J.L., 2021. Urban anthropogenic soils—A review, in: Advances in Agronomy. Academic Press, p. 1-57. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.08.001
Hsu, J., 1996. Multiple comparisons: theory and methods. CRC Press.
Huot, H., Simonnot, M.-O., Morel, J.-L., 2015. Pedogenetic Trends in Soils Formed in Technogenic Parent Materials. Soil Science 180, 182-192.
Huot, H., Simonnot, M.O., Watteau, F., Marion, P., Yvon, J., De Donato, P., Morel, J.L., 2014. Early transformation and transfer processes in a Technosol developing on iron industry deposits. European Journal of Soil Science 65, 470-484. https://doi.org/10.1111/ejss.12106
Hurlbert, S.G., 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 577-586.
ISO, ISO/TS 18718 – Assessment of ecological soil functions and related-ecosystem services: definitions, descriptions and conceptual framework. International Organization for Standardization, Geneva, document technique ISO/TC 190 « Soil quality », WG 11 « Soil functions ».
ISO, ISO/TS 18721 – Assessment of ecological soil functions: indicators and methods. International Organization for Standardization, Geneva, document technique ISO/TC 190 « Soil quality », WG 11 « Soil functions ».
IUSS Working Group WRB, 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps 4th edition.
Iwasaki, S., Endo, Y., Hatano, R., 2017. The effect of organic matter application on carbon sequestration and soil fertility in upland fields of different types of Andosols. Soil Science and Plant Nutrition 63, 200-220. https://doi.org/10.1080/00380768.2017.1309255

Jackson, R.B., Moore, L.A., Hoffmann, W.A., Pockman, W.T., Linder, C.R., 1999. Ecosystem rooting depth determined with caves and DNA. Proceedings of the National Academy of Sciences 96, 11387-11392. https://doi.org/10.1073/pnas.96.20.11387

Jasionkowski, R., Wojciechowska, A., Kamiński, D., Piernik, A., 2016. Meadow species in the early stages of succession on the ash.

Joimel, S., Cortet, J., Jolivet, C.C., Saby, N.P.A., Chenot, E.D., Branchu, P., Consalès, J.N., Lefort, C., Morel, J.L., Schwartz, C., 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. Science of The Total Environment 545–546, 40–47. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035

Joimel, S., Schwartz, C., Hedde, M., Kiyota, S., Krogh, P.H., Nahmani, J., Pérès, G., Vergnes, A., Cortet, J., 2017. Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality. Science of The Total Environment 584-585, 614-621. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.086

Jost, L., 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. Ecology 2427-2439.

Kabala, C., Greinert, A., Charzynski, P., Uzarowicz, Ł., 2020. Technogenic soils - Soils of the year 2020 in Poland. Concept, properties and classification of technogenic soils in Poland. Soil Science Annual 71, 267–280. https://doi.org/10.37501/soilsa/131609

Kaczmarek, Z., Mocek-Płóciniak, A., Gajewski, P., Mendyk, Ł., Bocianowski, J., 2023. Physical and soil water properties of technosols developed from lignite fly ash. Archives of Environmental Protection. https://doi.org/10.24425/aep.2021.137281

Kangas, P., 2003. Ecological Engineering: Principles and Practice. CRC Press.

Karlen, D.L., Ditzler, C.A., Andrews, S.S., 2003. Soil quality: why and how? Geoderma 114, 145-156. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E., 1997. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). Soil Science Soc of Amer J 61, 4-10. https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x

Karlen, D.L., Veum, K.S., Sudduth, K.A., Obrycki, J.F., Nunes, M.R., 2019. Soil health assessment: Past accomplishments, current activities, and future opportunities. Soil and Tillage Research 195, 104365. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104365

Kassambara, A., Mundt, F., 2020. factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses.

Kaufmann, K., Chapman, S.J., Campbell, C.D., Harms, H., Höhener, P., 2006. Miniaturized test system for soil respiration induced by volatile pollutants. Environmental Pollution 140, 269-278. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.07.011

Keenleyside, K.A., Dudley, N., Cairns, S., Hall, C.M., Stolton, S., 2012. IUCN - Ecological Restoration for Protected Areas: Principles, Guidelines and Best Practices. Gland, Switzerland: IUCN 120.

Kim, G.W., Khan, M.I., Kim, P.J., Gwon, H.S., 2020. Unexpectedly higher soil organic carbon accumulation in the evapotranspiration cover of a coal bottom ash mixed landfill. Journal of Environmental Management 268, 110659. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110659

Kim, T., Lee, J., Lee, Y.-E., Im, S., 2022. Exploring the Role of Ash on Pore Clogging and Hydraulic Properties of Ash-Covered Soils under Laboratory Experiments. Fire 5, 99.

Klubek, B., Carison, C.L., Oliver, J., Adriano, D.C., 1992. Characterization of microbial abundance and activity from three coal ash basins. Soil Biology and Biochemistry 24, 1119-1125. https://doi.org/10.1016/0038-0717(92)90062-3

Konstantinov, A., Novoselov, A., Konstantinova, E., Loiko, S., Kurasova, A., Minkina, T., 2020. Composition and properties of soils developed within the ash disposal areas originated from peat combustion (Tyumen, Russia). Soil Sci. Ann. 71, 3-14. https://doi.org/10.37501/soilsa/121487

Kostić, O., Gajić, G., Jarić, S., Vukov, T., Matić, M., Mitrović, M., Pavlović, P., 2022. An Assessment of the Phytoremediation Potential of Planted and Spontaneously Colonized Woody Plant Species on Chronosequence Fly Ash Disposal Sites in Serbia—Case Study. Plants 11, 110. https://doi.org/10.3390/plants11010110

Kostić, O., Jarić, S., Gajić, G., Pavlović, D., Pavlović, M., Mitrović, M., Pavlović, P., 2018. Pedological properties and ecological implications of substrates derived 3 and 11 years after the revegetation of lignite fly ash disposal sites in Serbia. CATENA 163, 78-88. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.12.010

Kövendi-Jakó, A., Halassy, M., Csecserits, A., Hülber, K., Szitár, K., Wrbka, T., Török, K., 2019. Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration. Applied Vegetation Science 22, 138-149. https://doi.org/10.1111/avsc.12410

Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.-P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. European Journal of Soil Biology, ICSZ 42, S3-S15. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.10.002

Lavelle, P., Spain, A., Blouin, M., Brown, G., Decaëns, T., Grimaldi, M., Jiménez, J.J., McKey, D., Mathieu, J., Velasquez, E., Zangerlé, A., 2016. Ecosystem Engineers in a Self-organized Soil: A Review of Concepts and Future Research Questions. Soil Science 181, 91. https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000155

Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. Journal of Statistical Software 25, 1-18. https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01

Lebrun, M., Nandillon, R., Miard, F., Bourgerie, S., Visser, R., Morabito, D., 2024. Biochar application modifies soil properties of a former mine technosol: SEM/EDS study to investigate Pb and As speciation. Biomass Conv. Bioref. 14, 5877-5887. https://doi.org/10.1007/s13399-021-01289-0

Lee, S.B., Kim, S.Y., Yu, C., Kim, S.-O., Kim, P.J., 2013. Vegetation of mono-layer landfill cover made of coal bottom ash and soil by compost application. Journal of Agricultural Chemistry and Environment 2, 50-58. https://doi.org/10.4236/jacen.2013.23008

Legay, N., Baxendale, C., Grigulis, K., Krainer, U., Kastl, E., Schloter, M., Bardgett, R.D., Arnoldi, C., Bahn, M., Dumont, M., Poly, F., Pommier, T., Clément, J.C., Lavorel, S., 2014. Contribution of above- and below-ground plant traits to the structure and function of grassland soil microbial communities. Annals of Botany 114, 1011-1021. https://doi.org/10.1093/aob/mcu169

Legay, Nicolas, Personeni, E., Slezack-Deschaumes, S., Piutti, S., Cliquet, J.-B., 2014. Grassland species show similar strategies for sulphur and nitrogen acquisition. Plant Soil 375, 113-126. https://doi.org/10.1007/s11104-013-1949-9

Legay, N., Piton, G., Arnoldi, C., Bernard, L., Binet, M.-N., Mouhamadou, B., Pommier, T., Lavorel, S., Foulquier, A., Clément, J.-C., 2018. Soil legacy effects of climatic stress, management and plant functional composition on microbial communities influence the response of Lolium perenne to a new drought event. Plant Soil 424, 233-254. https://doi.org/10.1007/s11104-017-3403-x

Leguédois, S., Séré, G., Auclerc, A., Cortet, J., Huot, H., Ouvrard, S., Watteau, F., Schwartz, C., Morel, J.L., 2016. Modelling pedogenesis of Technosols. Geoderma 262, 199-212. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.008

Lehmann, A., Stahr, K., 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. J Soils Sediments 7, 247-260. https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235

Lehmann, J., Bossio, D.A., Kögel-Knabner, I., Rillig, M.C., 2020. The concept and future prospects of soil health. Nat Rev Earth Environ 1, 544-553. https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8

Levin, M.J., Kin, K.-H.J., Morel, J.L., Burghardt, W., Charzyński, P., Shaw, R.K., 2017. Soils within cities: Global approaches to their sustainable management: composition, properties, and functions of soils of the urban environment., IUSS Working Group SUITMA. ed. CATENA soil sciences, Stuttgart.

Li, X., Cao, J., Huang, J., Xing, D., Peng, S., 2021. Effects of topsoil removal on nitrogen uptake, biomass accumulation, and yield formation in puddled-transplanted rice. Field Crops Research 265, 108130. https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108130

Libessart, G., Franck-Néel, C., Branchu, P., Schwartz, C., 2022. The human factor of pedogenesis described by historical trajectories of land use: The case of Paris. Landscape and Urban Planning 222, 104393. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104393

Liu, Y., Chi, Q., Cheng, H., Ding, H., Wen, T., Zhao, J., Feng, X., Zhang, J., Cai, Z., Liu, G., 2022. Comparative Microbial Nitrogen Functional Gene Abundances in the Topsoil vs. Subsoil of Three Grassland Habitats in Northern China. Front. Plant Sci. 12, 792002. https://doi.org/10.3389/fpls.2021.792002

Liu, Z., She, R., Xiong, K., Li, Y., Cai, L., 2021. Effect of Vegetation Restoration on Soil Hydrology in Karst Area of Southwest China: Inspiration from Barrel Planting Experiments. Water 13, 1719. https://doi.org/10.3390/w13131719

Lothodé, M., Schwartz, C., Séré, G., Consalès, J.-N., Dagois, R., Gontier, M., Ouvrard, S., Vieillard, C., Vidal-Beaudet, L., 2025. Désimperméabiliser les villes. Guide opérationnel pour (re)découvrir les sols urbains.

Lothodé, M., Séré, G., Blanchart, A., Chérel, J., Warot, G., 2020. Un levier pour optimiser les stratégies d'aménagement. Etude et Gestion des Sols.

Lucas, S.T., D'Angelo, E.M., Williams, M.A., 2014. Improving soil structure by promoting fungal abundance with organic soil amendments. Applied Soil Ecology 75, 13-23. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.10.002

Maienza, A., Ungaro, F., Baronti, S., Colzi, I., Giagnoni, L., Gonnelli, C., Renella, G., Ugolini, F., Calzolari, C., 2021. Biological Restoration of Urban Soils after De-Sealing Interventions. Agriculture 11, 190. https://doi.org/10.3390/agriculture11030190

Malik, A.A., Chowdhury, S., Schlager, V., Oliver, A., Puissant, J., Vazquez, P.G.M., Jehmlich, N., von Bergen, M., Griffiths, R.I., Gleixner, G., 2016. Soil Fungal:Bacterial Ratios Are Linked to Altered Carbon Cycling. Front. Microbiol. 7. https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01247

Malik, A.A., Martiny, J.B.H., Brodie, E.L., Martiny, A.C., Treseder, K.K., Allison, S.D., 2020. Defining trait-based microbial strategies with consequences for soil carbon cycling under climate change. ISME J 14, 1-9. https://doi.org/10.1038/s41396-019-0510-0

Manfredi, P., Cassinari, C., Franca Viglia, R., Trevisan, M., 2019. A new technology to restore soil fertility : reconstitution. Agrochimica 247-260. https://doi.org/10.12871/00021857201933

Mapa, R.B., 1995. Effect of reforestation using Tectona grandis on infiltration and soil water retention. Forest Ecology and Management 77, 119-125. https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03573-S

Martin, T., Wade, J., Singh, P., Sprunger, C.D., 2022. The integration of nematode communities into the soil biological health framework by factor analysis. Ecological Indicators 136, 108676. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108676

Martinkosky, L., Barkley, J., Sabadell, G., Gough, H., Davidson, S., 2017. Earthworms (*Eisenia fetida*) demonstrate potential for use in soil bioremediation by increasing the degradation rates of heavy crude oil hydrocarbons. Science of The Total Environment 580, 734-743. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.020

Mendez, M.O., Maier, R.M., 2008. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments—An Emerging Remediation Technology. Environ Health Perspect 116, 278-283. https://doi.org/10.1289/ehp.10608

Meyer, A., Focks, A., Radl, V., Keil, D., Welzl, G., Schöning, I., Boch, S., Marhan, S., Kandeler, E., Schloter, M., 2013. Different Land Use Intensities in Grassland Ecosystems Drive Ecology of Microbial Communities Involved in Nitrogen Turnover in Soil. PLOS ONE 8, e73536. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073536

Michel, C., Baran, N., André, L., Charron, M., Joulian, C., 2021. Side Effects of Pesticides and Metabolites in Groundwater: Impact on Denitrification. Front. Microbiol. 12, 662727. https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.662727
Mills, J.G., Bissett, A., Gellie, N.J.C., Lowe, A.J., Selway, C.A., Thomas, T., Weinstein, P., Weyrich, L.S., Breed, M.F., 2020. Revegetation of urban green space rewilds soil microbiotas with implications for human health and urban design. Restoration Ecology 28, S322-S334. https://doi.org/10.1111/rec.13175
Mitsch, W., 1993. Ecological Engineering A Cooperative Role with the Planetary Life-Support System. Environ. Sci. Technol. 27, 438-445. https://doi.org/10.1021/es00040a600
Mitsch, W.J., 1998. Ecological engineering—the 7-year itch1. Ecological Engineering 10, 119-130. https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00009-3
Mitsch, W.J., Jørgensen, S.E., 2003. Ecological engineering: A field whose time has come. Ecological Engineering, The Philosophy and Energence of Ecological Engineering 20, 363-377. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.05.001
Mitsch, W.J., Jørgensen, S.E., 1988. Ecological engineering: An introduction to ecotechnology.
Montanarella, L., Scholes, R., Brainich, A., 2018. The IPBES assessment report on land degradation and restoration. IPBES Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services 744.
Moorhead, D.L., Sinsabaugh, R.L., Hill, B.H., Weintraub, M.N., 2016. Vector analysis of ecoenzyme activities reveal constraints on coupled C, N and P dynamics. Soil Biology and Biochemistry 93, 1-7. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.10.019
Morales-Salmerón, L., Fernández-Boy, E., Madejón, E., Domínguez, M.T., 2024. Soil legacy and organic amendment role in promoting the resistance of contaminated soils to drought. Applied Soil Ecology 195, 105226. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105226
Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., 2014. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). J Soils Sediments 15, 1659-1666. https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0
Morel, J.-L., Heinrich, A.B., 2008. SUITMA—soils in urban, industrial, traffic, mining and military areas: An interdisciplinary working group of the 'International Union of Soil Science' (IUSS) dedicated to soils strongly modified by human activities. J Soils Sediments 8, 206-207. https://doi.org/10.1007/s11368-008-0023-3
Morel, J.-L., Schwartz, C., Florentin, L., Kimpe, C., 2005. Urban soils. Encyclopedia of Soils in the Environment 202-208. https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00305-2
Mummey, D.L., Stahl, P.D., 2004. Analysis of soil whole- and inner-microaggregate bacterial communities. Microb Ecol 48, 41-50. https://doi.org/10.1007/s00248-003-1000-4
Nannipieri, P., Trasar-Cepeda, C., Dick, R.P., 2018. Soil enzyme activity: a brief history and biochemistry as a basis for appropriate interpretations and meta-analysis. Biol Fertil Soils 54, 11-19. https://doi.org/10.1007/s00374-017-1245-6
Napoletano, P., Colombo, C., Di Iorio, E., Memoli, V., Panico, S.C., Ruggiero, A.G., Santorufo, L., Maisto, G., De Marco, A., 2021. Integrated Approach for Quality Assessment of Technosols in Experimental Mesocosms. Sustainability 13, 9101. https://doi.org/10.3390/su13169101
Nekrasova, O., Radchenko, T., Filimonova, E., Lukina, N., Glazyrina, M., Dergacheva, M., Uchaev, A., Betekhtina, A., 2020. Natural forest colonisation and soil formation on ash dump in southern taiga. Folia Forestalia Polonica 62, 306-316. https://doi.org/10.2478/ffp-2020-0029
Nisa, R.U., Tantray, A.Y., Kouser, N., Allie, K.A., Wani, S.M., Alamri, S.A., Alyemeni, M.N., Wijaya, L., Shah, A.A., 2021. Influence of ecological and edaphic factors on biodiversity of soil nematodes. Saudi Journal of Biological Sciences 28, 3049-3059. https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.02.046
Nitschke, N., Harris, J., Amouroux, D., Tessier, E., Legout, C., Campillo, S., Taravella, S., Guedron, S., 2025. Post-exploitation fate of alluvial goldmines in the Amazon: soil erosion, metal(loid) remobilisation and evolution of ecological functions during restoration. Science of The Total Environment 996, 180150. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180150
Nugent, A., Allison, S.D., 2022. A framework for soil microbial ecology in urban ecosystems. Ecosphere 13, e3968. https://doi.org/10.1002/ecs2.3968
Obriot, F., Stauffer, M., Goubard, Y., Cheviron, N., Peres, G., Eden, M., Revallier, A., Vieublé-Gonod, L., Houot, S., 2016. Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil and crop quality. Agriculture, Ecosystems & Environment 232, 165-178. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.004
Odum, H.T., 1962. Ecological tools and their use : man and the ecosystem. Conn. Agric. Exp. Stn. 57–75.
Odum, H.T., Odum, B., 2003. Concepts and methods of ecological engineering. Ecological Engineering, The Philosophy and Energence of Ecological Engineering 20, 339-361. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.08.008
O'Riordan, R., Davies, J., Stevens, C., Quinton, J.N., 2021a. The effects of sealing on urban soil carbon and nutrients. SOIL 7, 661-675. https://doi.org/10.5194/soil-7-661-2021
O'Riordan, R., Davies, J., Stevens, C., Quinton, J.N., Boyko, C., 2021b. The ecosystem services of urban soils: A review. Geoderma 395, 115076. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115076
Ouédraogo, D.-Y., Lafitte, A., Sordello, R., Pozzi, F., Mikajlo, I., Araujo, J.H.R., Reyjol, Y., Lerch, T.Z., 2024. Existing evidence on the potential of soils constructed from mineral wastes to support biodiversity: a systematic map. Environmental Evidence 13, 9. https://doi.org/10.1186/s13750-024-00332-7
Paltseva, A., Cheng, Z., Deeb, M., Groffman, P.M., Shaw, R.K., Maddaloni, M., 2018. Accumulation of arsenic and lead in garden-grown vegetables: Factors and mitigation strategies. Science of The Total Environment 640-641, 273-283. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.296

Paltseva, A.A., Cheng, Z., Egendorf, S.P., Groffman, P.M., 2020. Remediation of an urban garden with elevated levels of soil contamination. Science of The Total Environment 722, 137965. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137965

Paltseva, A.A., Cheng, Z., McBride, M., Deeb, M., Egendorf, S.P., Groffman, P.M., 2022. Legacy Lead in Urban Garden Soils: Communicating Risk and Limiting Exposure. Front. Ecol. Evol. 10. https://doi.org/10.3389/fevo.2022.873542

Pandey, V.C., Singh, N., 2014. Fast green capping on coal fly ash basins through ecological engineering. Ecological Engineering.

Panico, S.C., Memoli, V., Napoletano, P., Esposito, F., Colombo, C., Maisto, G., De Marco, A., 2019. Variation of the chemical and biological properties of a Technosol during seven years after a single application of compost. Applied Soil Ecology 138, 156-159. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.029

Paradelo, R., Herbón, C., Barral, M.T., 2024. Physical properties of the urban soils of Santiago de Compostela (Spain). J Soils Sediments. https://doi.org/10.1007/s11368-024-03833-7

Patzel, N., Sticher, H., Karlen, D.L., 2000. Soil Fertility — Phenomenon and Concept. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 163, 129-142. https://doi.org/10.1002/(SICI)1522-2624(200004)163:2%253C129::AID-JPLN129%253E3.0.CO;2-D

Pen-Mouratov, S., Shukurov, N., Yu, J., Rakhmonkulova, S., Kodirov, O., Barness, G., Kersten, M., Steinberger, Y., 2014. Successive development of soil ecosystems at abandoned coal-ash landfills. https://doi.org/Ecotoxicology%2520(2014)%252023:880–897%2520DOI%252010.1007/s10646-014-1227-5

Pereira, M.C., O'Riordan, R., Stevens, C., 2021. Urban soil microbial community and microbial-related carbon storage are severely limited by sealing. J Soils Sediments 21, 1455-1465. https://doi.org/10.1007/s11368-021-02881-7

Petrović, M., Ivanić, M., Vdović, N., Dolenec, M., Čermelj, B., Šket, P., Medunić, G., Fiket, Ž., 2023. Physicochemical and mineral characteristics of soil materials developed naturally on two ~ 50 years old coal combustion residue disposal sites in Croatia. CATENA 231, 107338. https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107338

Piepho, H.-P., 2004. An Algorithm for a Letter-Based Representation of All-Pairwise Comparisons. Journal of Computational and Graphical Statistics 2, 456-466.

Piero, M., Angelo, B., Antonello, B., Amedeo, D., Carlo, D.M., Michela, I., Giuliano, L., Florindo, M.A., Paolo, P., Simona, V., Fabio, T., 2017. Soil Sealing: Quantifying Impacts on Soil Functions by a Geospatial Decision Support System. Land Degrad Dev 28, 2513-2526. https://doi.org/10.1002/ldr.2802

Piton, G., Foulquier, A., Martínez-García, L.B., Legay, N., Hedlund, K., Martins Da Silva, P., Nascimento, E., Reis, F., Sousa, J.P., De Deyn, G.B., Clement, J.C., 2020. Disentangling drivers of soil microbial potential enzyme activity across rain regimes: An approach based on the functional trait framework. Soil Biology and Biochemistry 148, 107881. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107881

Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D., Russell-Anelli, J., Neerchal, N.K., 2007. Soil Chemical and Physical Properties That Differentiate Urban Land-Use and Cover Types. Soil Sci. Soc. Am. J. 71, 1010-1019. https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0164

Prokof'eva, T., Umarova, A., Bykova, G., Suslenkova, M., Ezhelev, Z., Kokoreva, A., Gasina, A., Martynenko, I., 2021. Morphological and physical properties in diagnostics of urban soils: case study from Moscow, Russia. Soil Sci. Ann. 71, 309-320. https://doi.org/10.37501/soilsa/131598

Pulido Moncada, M., Gabriels, D., Lobo, D., De Beuf, K., Figueroa, R., Cornelis, W.M., 2014. A comparison of methods to assess susceptibility to soil sealing. Geoderma 226-227, 397-404. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.014

Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., Glöckner, F.O., 2013. The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. Nucleic Acids Res 41, D590-D596. https://doi.org/10.1093/nar/gks1219

Queiroz, H.M., Ferreira, A.D., Ruiz, F., Bovi, R.C., Deng, Y., de Souza Júnior, V.S., Otero, X.L., Bernardino, A.F., Cooper, M., Ferreira, T.O., 2022. Early pedogenesis of anthropogenic soils produced by the world's largest mining disaster, the "Fundão" dam collapse, in southeast Brazil. CATENA 219, 106625. https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106625

Quiquampoix, H., Burns, R.G., 2007. Interactions between Proteins and Soil Mineral Surfaces: Environmental and Health Consequences. Elements 3, 401-406. https://doi.org/10.2113/GSELEMENTS.3.6.401

R: Estimated marginal means (Least-squares means) [WWW Document], s. d. URL http://127.0.0.1:31607/library/emmeans/html/emmeans.html (consulté le 11.28.25).

Rabearison, T.J., Poirier, V., Laganière, J., DesRochers, A., 2025. How do fine root traits of fast-growing trees promote soil organic carbon stabilization? Plant Soil. https://doi.org/10.1007/s11104-025-07681-3

Rabot, E., Keller, C., Ambrosi, J.-P., Robert, S., 2017. Revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire. Etude et Gestion des Sols 24, 59-72.

Raciti, S.M., Hutyra, L.R., Finzi, A.C., 2012. Depleted soil carbon and nitrogen pools beneath impervious surfaces. Environmental Pollution 164, 248-251. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.046

Rahmonov, O., Parusel, T., 2011. Vegetation succession and soil development in an area transformed by human impact - Reclaimed ash landfills. Environmental Engineering.

Ramírez-Zamora, J., Mussali-Galante, P., Rodríguez, A., Castrejón-Godínez, M.L., Valencia-Cuevas, L., Tovar-Sánchez, E., 2022. Assisted Phytostabilization of Mine-Tailings with Prosopis laevigata (Fabaceae) and Biochar. Plants (Basel) 11, 3441. https://doi.org/10.3390/plants11243441

Rasran, L., Vogt, K., Jensen, K., 2007. Effects of topsoil removal, seed transfer with plant material and moderate grazing on restoration of riparian fen grasslands. Applied Vegetation Science 10, 451-460. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00444.x

Rees, F., Dagois, R., Derrien, D., Fiorelli, J.-L., Watteau, F., Morel, J.L., Schwartz, C., Simonnot, M.-O., Séré, G., 2019. Storage of carbon in constructed technosols: *in situ* monitoring over a decade. Geoderma 337, 641-648. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.009

Rey, F., 2017. Écologie ingénieriale : une recherche finalisée au service de l'ingénierie écologique et du génie écologique. revec 72, 107-115. https://doi.org/10.3406/revec.2017.1878

Riah-Anglet, W., Trinsoutrot-Gattin, I., Norini, M.-P., Gauthier, A., Latour, X., Laval, K., 2018. Initial state of soil microbial communities determines their stress response. Journal of Environmental Chemical Engineering 6, 5470-5480. https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.08.019

Rinot, O., Levy, G.J., Steinberger, Y., Svoray, T., Eshel, G., 2019. Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. Science of The Total Environment 648, 1484-1491. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.259

Romantschuk, M., Lahti-Leikas, K., Kontro, M., Galitskaya, P., Talvenmäki, H., Simpanen, S., Allen, J.A., Sinkkonen, A., 2023. Bioremediation of contaminated soil and groundwater by in situ biostimulation. Front Microbiol 14, 1258148. https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1258148

Rosén, L., Back, P.-E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., Volchko, Y., Norin, M., Bergknut, M., Döberl, G., 2015. SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. Science of The Total Environment 511, 621-638. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.058

Royston, J.P., 1982a. An Extension of Shapiro and Wilk's W Test for Normality to Large Samples. Applied Statistics 31, 115. https://doi.org/10.2307/2347973

Royston, J.P., 1982b. Algorithm AS 181: The W Test for Normality. Applied Statistics 31, 176. https://doi.org/10.2307/2347986

Royston, P., 1995. Remark AS R94: A Remark on Algorithm AS 181: The W-test for Normality. Applied Statistics 44, 547. https://doi.org/10.2307/2986146

Samarajeewa, A.D., Velicogna, J.R., Princz, J.I., Subasinghe, R.M., Scroggins, R.P., Beaudette, L.A., 2017. Effect of silver nano-particles on soil microbial growth, activity and community diversity in a sandy loam soil. Environmental Pollution 220, 504-513. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.094

Santini, T.C., Fey, M.V., 2015. Fly ash as a permeable cap for tailings management: pedogenesis in bauxite residue tailings. J Soils Sediments 15, 552-564. https://doi.org/10.1007/s11368-014-1038-6

Schittko, C., Onandia, G., Bernard-Verdier, M., Heger, T., Jeschke, J.M., Kowarik, I., Maaß, S., Joshi, J., 2022. Biodiversity maintains soil multifunctionality and soil organic carbon in novel urban ecosystems. Journal of Ecology 110, 916-934. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13852

Schneider, J., Bundschuh, J., do Nascimento, C.W.A., 2016. Arbuscular mycorrhizal fungi-assisted phytoremediation of a lead-contaminated site. Sci Total Environ 572, 86-97. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.185

Schwartz, C., Bispo, A., Blanchart, A., Brunet, J.-F., Cambou, A., Cannavo, P., Consales, J.N., De Fouquet, C., Ducommun, C., Lattelais, C., Le Guern, C., Saby, N., Sauvaget, B., Séré, G., Vidal-Beaudet, L., 2022. Sols urbains et projets d'aménagement (SUPRA) : de l'échantillonnage des sols urbains à l'outil d'aide à la décision d'affectation des sols. Agence de la transition écologique.

Séré, G., 2018. Mieux connaître la pédogenèse et le fonctionnement des Technosols pour optimiser les services écosystémiques rendus.

Séré, G., Le Guern, C., Bispo, A., Layet, C., Ducommun, C., Clesse, M., Schwartz, C., Vidal-Beaudet, L., 2024. Selection of soil health indicators for modelling soil functions to promote smart urban planning. Science of the Total Environment 924, 1771347.

Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Renat, J.-C., Watteau, F., Villemin, G., Morel, J.L., 2010. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. J Soils Sediments 10, 1246-1254. https://doi.org/10.1007/s11368-010-0206-6

Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Sauvage, C., Renat, J.-C., Morel, J.L., 2008. Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. J Soils Sediments 8, 130-136. https://doi.org/10.1065/jss2008.03.277

Singh, J.P., Vaidya, B.P., Goodey, N.M., Krumins, J.A., 2019. Soil microbial response to metal contamination in a vegetated and urban brownfield. Journal of Environmental Management 244, 313–319. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.111

Sinsabaugh, R.L., Hill, B.H., Follstad Shah, J.J., 2009. Ecoenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil and sediment. Nature 462, 795-798. https://doi.org/10.1038/nature08632

Society for ecological restoration international (SER), 2004. SER International - Primer on ecological restoration.

Solís-Domínguez, F.A., Valentín-Vargas, A., Chorover, J., Maier, R.M., 2011. Effect of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Plant Biomass and the Rhizosphere Microbial Community Structure of Mesquite Grown in Acidic Lead/Zinc Mine Tailings. Sci Total Environ 409, 1009-1016. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.11.020

Steel, Torry, Dickey, 1997. Principles and procedures of statistics a biometrical approach, Third Edition. ed.

Stone, D.M., Elioff, J.D., 1998. Soil properties and aspen development five years after compaction and forest floor removal. Can. J. Soil. Sci. 78, 51-58. https://doi.org/10.4141/S97-026

Strickland, M.S., Rousk, J., 2010. Considering fungal:bacterial dominance in soils – Methods, controls, and ecosystem implications. Soil Biology and Biochemistry 42, 1385-1395. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.007

Su, C., Xie, R., Liu, D., Liu, Y., Liang, R., 2023. Ecological Responses of Soil Microbial Communities to Heavy Metal Stress in a Coal-Based Industrial Region in China. Microorganisms 11, 1392. https://doi.org/10.3390/microorganisms11061392

Sushko, S., Ananyeva, N., Ivashchenko, K., Vasenev, V., Kudeyarov, V., 2019. Soil CO2 emission, microbial biomass, and microbial respiration of woody and grassy areas in Moscow (Russia). J Soils Sediments 19, 3217-3225. https://doi.org/10.1007/s11368-018-2151-8

Tang, H., Yan, K., Zhang, L., Chi, F., Li, Q., Lian, S., Wei, D., 2010. Diversity analysis of nitrite reductase genes (nirS) in black soil under different long-term fertilization conditions. Ann Microbiol 60, 97-104. https://doi.org/10.1007/s13213-009-0009-4

Tang, Y., Jia, Y., Zhang, S., Zhang, Y., 2024. Impact of nitrogen and phosphorus amendments on nitrogen-cycling microbial abundances and potentials: A meta-analysis. European Journal of Soil Science 75, e13585. https://doi.org/10.1111/ejss.13585

Tardieu, F., Manichon, H., 1986. Caractérisation en tant que capteur d'eau de l'enracinement du maïs en parcelle cultivée. I. — Discussion des critères d'étude. Agronomie 6, 345-354. https://doi.org/10.1051/agro:19860404

Tarnawczyk, M., Uzarowicz, Ł., Kwasowski, W., Górka-Kostrubiec, B., Pędziwiatr, A., 2024. Soil-forming factors controlling Technosol formation in historical mining and metallurgical sites in the high-alpine environment of the Tatra Mountains, southern Poland. CATENA 247, 108521. https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108521

Tiberg, C., Coussy, S., Haouche, L., Lefebvre, M., Billon, G., Lesven, L., Bataillard, P., 2025. Influence of early pedogenesis on sediments deposited on land with a focus on sulfur dynamics. J Soils Sediments 25, 994-1007. https://doi.org/10.1007/s11368-025-03976-1

Torsvik, V., Øvreås, L., 2002. Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. Current Opinion in Microbiology 5, 240-245. https://doi.org/10.1016/S1369-5274(02)00324-7

Tracy, S.R., Black, C.R., Roberts, J.A., Mooney, S.J., 2011. Soil compaction: a review of past and present techniques for investigating effects on root growth. Journal of the Science of Food and Agriculture 91, 1528-1537. https://doi.org/10.1002/jsfa.4424

Uzarowicz, Ł., Kwasowski, W., Śpiewak, O., Świtoniak, M., 2018a. Indicators of pedogenesis of Technosols developed in an ash settling pond at the Bełchatów thermal power station (central Poland). Soil Science Annual 69, 49-59. https://doi.org/10.2478/ssa-2018-0006

Uzarowicz, Ł., Skiba, M., Leue, M., Zagórski, Z., Gąsiński, A., Trzciński, J., 2018b. Technogenic soils (Technosols) developed from fly ash and bottom ash from thermal power stations combusting bituminous coal and lignite. Part II. Mineral transformations and soil evolution. CATENA 162, 255-269. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.11.005

Uzarowicz, Ł., Zagórski, Z., 2025. Mineralogy and chemical composition of technogenic soils (Technosols) developed from fly ash and bottom ash from selected thermal power stations in Poland. Soil Science Annual 66, 82-91. https://doi.org/10.1515/ssa-2015-0023

Uzarowicz, Ł., Zagórski, Z., Mendak, E., Bartmiński, P., Szara, E., Kondras, M., Oktaba, L., Turek, A., Rogoziński, R., 2017. Technogenic soils (Technosols) developed from fly ash and bottom ash from thermal power stations combusting bituminous coal and lignite. Part I. Properties, classification, and indicators of early pedogenesis. CATENA 157, 75-89. https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.010

Van den Elsen, E., Anton-Sobejano, R., Cousin, I., Fuchs, L., de Haan, J., Teuling, K., Klimkowicz-Pawlas, A., Niedźwiecki, J., Pindral, S., Montagne, D., SCAMMACCA, O., Weninger, T., 2024. A framework to assess soil threats, soil functions and soil-based ecosystem services. Zenobo. https://doi.org/10.5281/zenodo.14056696

Vasenev, V., Varentsov, M., Konstantinov, P., Romzaykina, O., Kanareykina, I., Dvornikov, Y., Manukyan, V., 2021. Projecting urban heat island effect on the spatial-temporal variation of microbial respiration in urban soils of Moscow megalopolis. Science of The Total Environment 786, 147457. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147457

Vidal-Beaudet, L., 2018. Du déchet au Technosol fertile : l'approche circulaire du programme français de recherche SITERRE. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement. https://doi.org/10.4000/vertigo.21887

Vieillard, C., Vidal-Beaudet, L., Dagois, R., Ouvrard, S., Schwartz, C., 2023. Desealing soils to promote ecosystem services: an in situ experimental device. Acta Hortic. 117-124. https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2023.1374.15

Vincent, Q., Auclerc, A., Beguiristain, T., Leyval, C., 2018a. Assessment of derelict soil quality: Abiotic, biotic and functional approaches. Science of The Total Environment 613-614, 990-1002. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.118

Vincent, Q., Leyval, C., Beguiristain, T., Auclerc, A., 2018b. Functional structure and composition of Collembola and soil macrofauna communities depend on abiotic parameters in derelict soils. Applied Soil Ecology 130, 259-270. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.07.002

Vives-Peris, V., López-Climent, M.F., Pérez-Clemente, R.M., Gómez-Cadenas, A., 2020. Root Involvement in Plant Responses to Adverse Environmental Conditions. Agronomy 10, 942. https://doi.org/10.3390/agronomy10070942

Vogel, H.-J., Eberhardt, E., Franko, U., Lang, B., Ließ, M., Weller, U., Wiesmeier, M., Wollschläger, U., 2019. Quantitative Evaluation of Soil Functions: Potential and State. Front. Environ. Sci. 7, 164. https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00164

Volchko, Y., Norrman, J., Bergknut, M., Rosén, L., Söderqvist, T., 2013. Incorporating the soil function concept into sustainability appraisal of remediation alternatives. Journal of Environmental Management 129, 367-376. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.025

Volchko, Y., Norrman, J., Rosén, L., Bergknut, M., Josefsson, S., Söderqvist, T., Norberg, T., Wiberg, K., Tysklind, M., 2014a. Using soil function evaluation in multi-criteria decision analysis for sustainability appraisal of remediation alternatives. Science of The Total Environment 485-486, 785-791. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.087

Volchko, Y., Norrman, J., Rosén, L., Norberg, T., 2014b. SF Box-A tool for evaluating the effects on soil functions in remediation projects: The SF Box Tool for Soil Function Assessment. Integr Environ Assess Manag 10, 566-575. https://doi.org/10.1002/ieam.1552

Volchko, Y., Norrman, J., Rosèn, L., Norberg, T., 2014c. A minimum data set for evaluating the ecological soil functions in remediation projects. J Soils Sediments 14, 1850-1860. https://doi.org/10.1007/s11368-014-0939-8

Wang, A., Zha, T., Zhang, Z., 2023. Variations in soil organic carbon storage and stability with vegetation restoration stages on the Loess Plateau of China. CATENA 228, 107142. https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107142

Wang, H., Li, Xu, Li, Xiang, Li, Xinyu, Wang, J., Zhang, H., 2017. Changes of microbial population and N-cycling function genes with depth in three Chinese paddy soils. PLOS ONE 12, e0189506. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189506

Watteau, F., Morel, J.L., Liu, C., Tang, Y., Huot, H., 2025. Technosol Micromorphology Reveals the Early Pedogenesis of Abandoned Rare Earth Element Mining Sites Undergoing Reclamation in South China. Minerals 15, 514. https://doi.org/10.3390/min15050514

Weber, J., Strączyńska, S., Kocowicz, A., Gilewska, M., Bogacz, A., Gwiżdż, M., Debicka, M., 2015. Properties of soil materials derived from fly ash 11 years after revegetation of post-mining excavation. CATENA 133, 250-254. https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.05.016

Wei, Z.-Q., Wu, S.-H., Zhou, S.-L., Li, J.-T., Zhao, Q.-G., 2014. Soil Organic Carbon Transformation and Related Properties in Urban Soil Under Impervious Surfaces. Pedosphere 24, 56-64. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60080-6

Welch, B.L., 1951. On the Comparison of Several Mean Values: An Alternative Approach. Biometrika 330-336. https://doi.org/doi:10.2307/2332579

Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., Kögel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. Geoderma 333, 149-162. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026

Williams, J.M., Thomas, S.C., 2023. High-carbon wood ash biochar for mine tailings restoration: A field assessment of planted tree performance and metals uptake. Science of The Total Environment 901, 165861. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165861

Wong, M.H., Bradshaw, A.D., 2003. The Restoration and Management of Derelict Land. WORLD SCIENTIFIC. https://doi.org/10.1142/5179

Woodward, C.L., 1996. Soil compaction and topsoil removal effects on soil properties and seedling growth in Amazonian Ecuador. Forest Ecology and Management 82, 197-209. https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03667-9

Xu, X., Sun, Z., Hao, Z., Bian, Q., Wei, K., Wang, C., 2021. Effects of Urban Forest Types and Traits on Soil Organic Carbon Stock in Beijing. Forests 12, 394. https://doi.org/10.3390/f12040394

Yadav, S., Pandey, V.C., Kumar, M., Singh, L., 2022. Plant diversity and ecological potential of naturally colonizing vegetation for ecorestoration of fly ash disposal area. Ecological Engineering 176, 106533. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106533

Yan, S., Singh, A.N., Fu, S., Liao, C., Wang, S., Li, Y., Cui, Y., Hu, L., 2012. A soil fauna index for assessing soil quality. Soil Biology and Biochemistry 47, 158-165. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.014

Zwetsloot, M.J., Bongiorno, G., Barel, J.M., di Lonardo, D.P., Creamer, R.E., 2022. A flexible selection tool for the inclusion of soil biology methods in the assessment of soil multifunctionality. Soil Biology and Biochemistry 166, 108514. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108514

Annexes

Annexe 1

Technosols issus du dépôt des déchets de combustion du charbon fossile : pédogénèse et fonctionnement

Le charbon, ressource énergétique et origine des dépôts industriels

Contexte énergétique et importance du charbon en France

L'exploitation du charbon a constitué l'un des piliers de la révolution industrielle et de la production d'énergie jusqu'à la fin du XXe siècle. En France, l'extraction houillère connaît une croissance rapide à partir du milieu du XIXe siècle, atteignant un pic de près de 60 millions de tonnes en 1955 (Seyer, 1980). Par la suite, le déclin des bassins miniers métropolitains conduit à une dépendance accrue vis-à-vis des importations, qui dépassent la production nationale dès 1978, avec environ 25 millions de tonnes utilisées dans les centrales thermiques (Figure A01.1.). L'exploitation nationale s'achève en 2004 avec la fermeture de la mine de la Houve (bassin houiller lorrain).

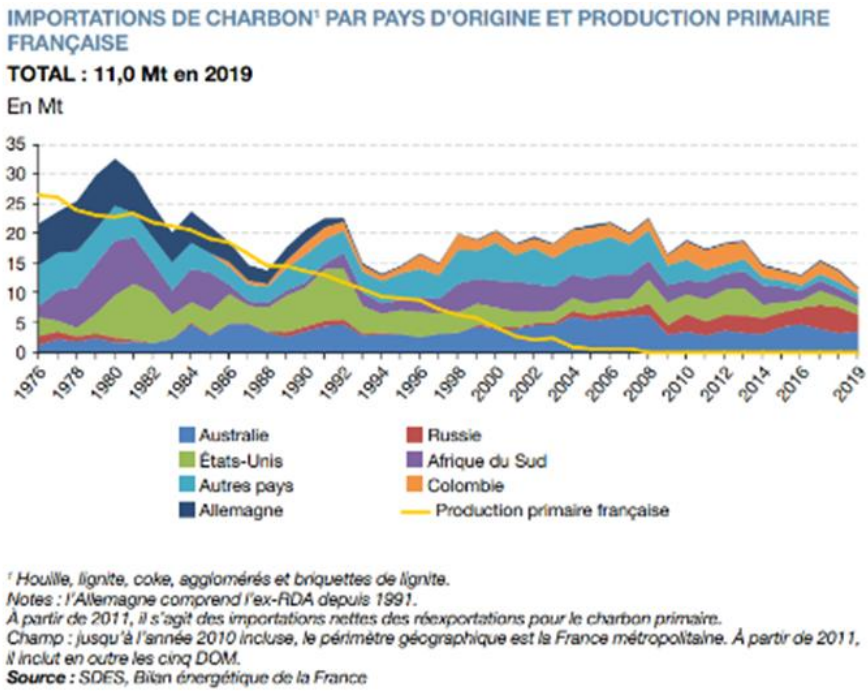


Figure A01.1. Origine du carbone importé en France entre 1976 et 2019 (Ministère de la transition écologique, 2020)

Historiquement, la production d'électricité à partir de charbon représentait une part importante du mix énergétique français, avant d'être progressivement remplacée par le nucléaire et les énergies

renouvelables. Ce contexte justifie l'importance d'étudier les sols hérités du stockage des résidus de combustion, vestiges d'une phase marquante de l'histoire industrielle nationale.

Types de charbons utilisés et caractéristiques chimiques

La classification française distingue quatre grandes catégories de charbons selon leur teneur en carbone (Figure A01.2.) : Anthracite (> 90 % C), Bitume et sous-bitume (75 – 90 % C), Lignite (55 – 75 % C) et Tourbe (< 55 % C).

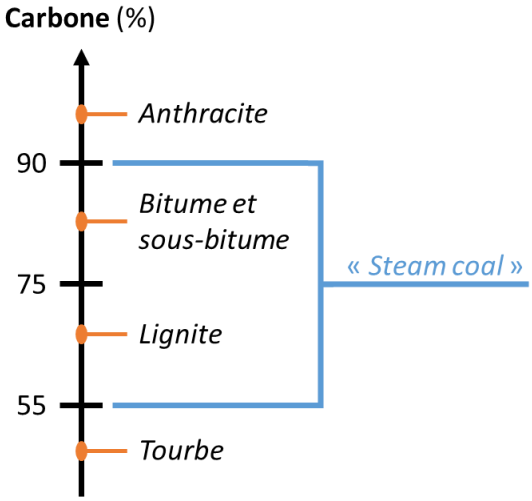


Figure A01.2. Schéma conceptuel de la classification française des charbons

Dans les centrales thermiques françaises, les charbons ligniteux et bitumineux ont été les plus couramment employés (Connaissance des Énergies, 2024). Le charbon national provenait des bassins du Nord-Pas-de-Calais, de Lorraine et du Massif central, tandis que les importations provenaient principalement des États-Unis, d'Australie, d'Afrique du Sud et d'Allemagne. Les charbons étrangers, regroupés sous le terme anglophone « *steam coal* », présentent une variabilité importante de teneur en carbone (55 – 90 %) et de composition minéralogique, influençant directement la nature chimique des cendres produites (Australia Government Geoscience, 2023 ; Ratshomo & Nembahe, 2017 ; U.S. EIA, 2023 ; Caron, 2022).

Techniques de combustion et production de déchets

Deux procédés principaux de combustion ont été employés dans les centrales françaises (EDF, 2024 ; Haynes, 2009) :

- La combustion à flamme pulvérisée, à haute température (1 300 – 1 700 °C), après broyage et injection du charbon sous pression ;
- Le lit fluidisé circulant (LFC), procédé plus récent et moins émetteur de soufre, fonctionnant à température plus basse (800 – 900 °C) grâce à l'ajout de calcaire.

La combustion du charbon génère une grande quantité de résidus minéraux, dont 70 – 75 % de cendres volantes et 25 – 30 % de mâchefers (Haynes, 2009). Ces déchets ont été stockés soit à sec (dépôts arrosés pour limiter la dispersion), soit sous forme de boues humides dans des bassins de décantation. Ces accumulations constituent aujourd'hui les matériaux parentaux de nombreux Technosols industriels, tels que ceux observés sur les anciens parcs à cendres d'EDF.

De la cendre au sol : propriétés et transformations initiales

Nature et composition des dépôts de cendres

Les cendres de charbon sont des particules minérales fines (< 2 mm) résultant de la combustion des phases minérales du charbon (Kim *et al.*, 2022). Leur composition dépend fortement du type de charbon (bitumineux ou ligniteux) et du procédé de combustion (Uzarowicz *et al.*, 2018a). Les minéraux dominants comprennent des verres aluminosilicatés, de la mullite, du quartz, des oxydes de fer, ainsi que, dans le cas du lignite, des anhydrites et de la chaux (Petrović *et al.*, 2023).

Ces matériaux présentent un pH initial très alcalin (≈ 10–11) (Gupta *et al.*, 2002 ; Uzarowicz *et al.*, 2017) et une faible surface spécifique, limitant leur capacité d'échange cationique. Leur texture majoritairement limoneuse résulte de la granulométrie des particules de combustion (Uzarowicz *et al.*, 2017).

Dans le cas des dépôts exclusivement constitués de cendres, comme ceux étudiés sur les sites EDF, ces caractéristiques définissent un substrat pédologique primaire et non un sol naturel modifié. Ces matériaux ne possèdent pas de charges de surface significatives et présentent initialement une activité biologique quasi nulle (Klubek *et al.*, 1992).

Évolution physico-chimique initiale

Sous l'effet de l'humidité atmosphérique et des précipitations, les cendres subissent progressivement une hydratation et une altération minérale. Ce processus entraîne :

- La formation de phases secondaires carbonatées (calcite pédogénétique) ;
- La précipitation de chaux et d'anhydrite dans les horizons profonds ;
- Une cimentation partielle des horizons (Petrović *et al.*, 2023 ; Uzarowicz *et al.*, 2018b).

Cette cimentation réduit la perméabilité du milieu et limite la colonisation racinaire, mais elle peut être partiellement réversible au cours du temps par la fracturation mécanique et biologique. Ces processus sont variables selon la nature du charbon d'origine : les cendres de lignite favorisent davantage ces transformations minérales que celles de charbon bitumineux, plus silicatées et moins réactives (Uzarowicz *et al.*, 2018a).

Pédogenèse des Technosols cendreux

Les premiers stades de pédogenèse

Les dépôts de cendres de charbon constituent des matériaux récents et technogéniques où les processus pédogénétiques s'amorcent lentement. Après le dépôt, l'absence d'activité biologique et la forte alcalinité créent un milieu stérile (Jasionkowski *et al.*, 2016 ; Pandey & Singh, 2014). L'exposition aux conditions météoriques induit cependant une altération progressive des minéraux primaires et la formation de minéraux secondaires carbonatés, qui marquent l'apparition des premiers signes de différenciation pédologique (Figure A01.3.).

Ce processus s'accompagne d'une légère baisse du pH (de ≈ 11 à 9–10) et de l'installation d'une végétation pionnière éparse, favorisant la réintroduction d'activité microbienne et l'accumulation initiale de matière organique (Pen-Mouratov *et al.*, 2014 ; Rahmonov & Parusel, 2011).

La phase d'organisation pédologique et biologique

La consolidation du sol se poursuit avec la précipitation de calcite pédogénétique et la lixiviation des anhydrites, induisant une diminution du pH vers des valeurs neutres à légèrement basiques (≈ 7 – 8) (Uzarowicz *et al.*, 2018b). Ce changement permet la densification de la couverture végétale, la formation d'un horizon A organo-minéral, et une augmentation de la CEC et des teneurs en nutriments majeurs (N, P, K) (Figure A01.3., Figure A01.4.).

La végétation, en décompactant et en aérant le sol par son système racinaire, contribue à la réduction de la cimentation et favorise la percolation de l'eau et le développement microbien (Kostić *et al.*, 2022). Ce processus d'« évolution spontanée », sans intervention humaine directe, s'apparente à une (auto-) réhabilitation progressive (Petrović *et al.*, 2023 ; Jasionkowski *et al.*, 2016).

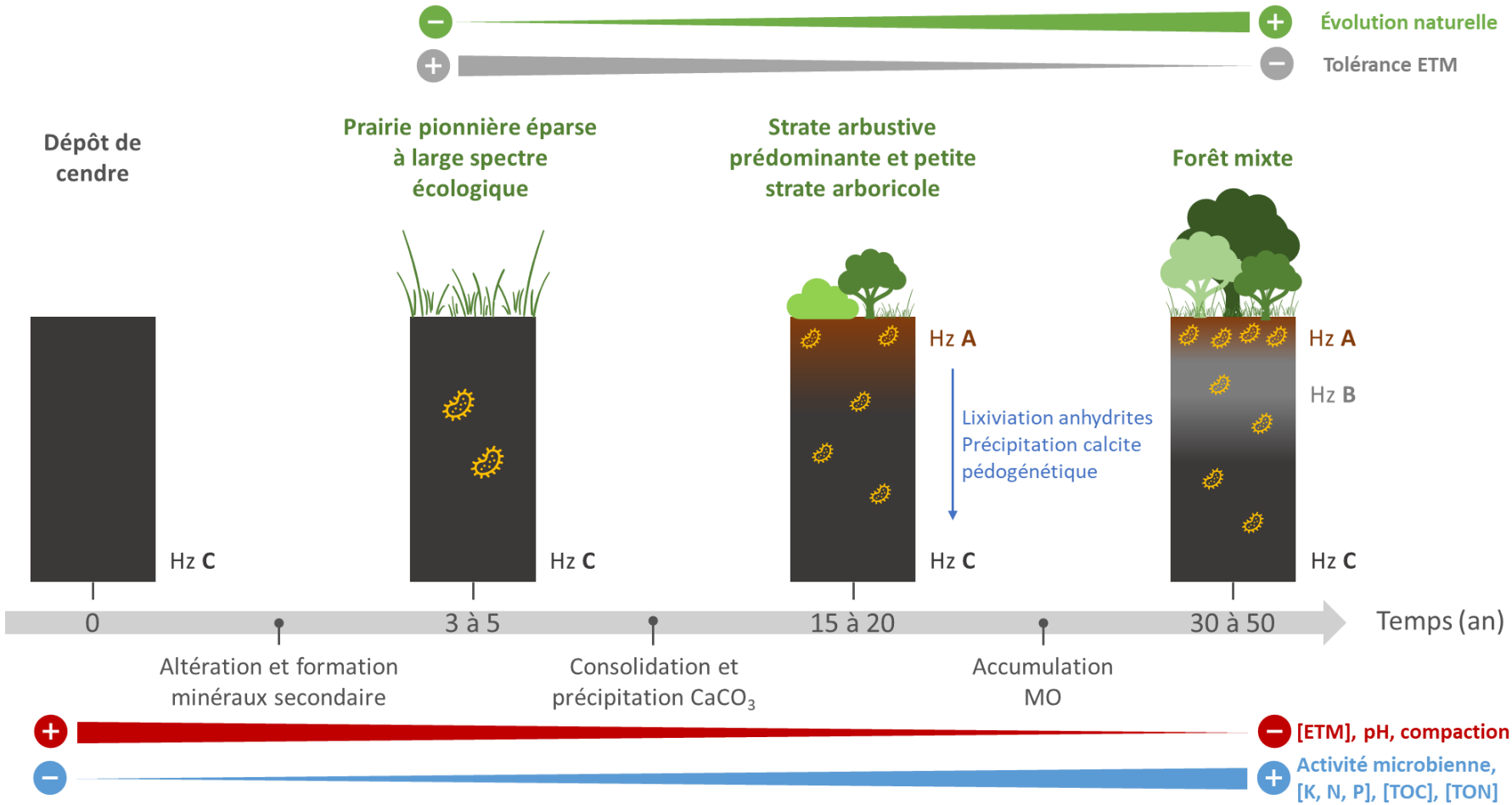


Figure A01.3. Schéma de la pédogénèse et de la succession végétale des sols cendreux d'origine ligniteux en climat tempéré

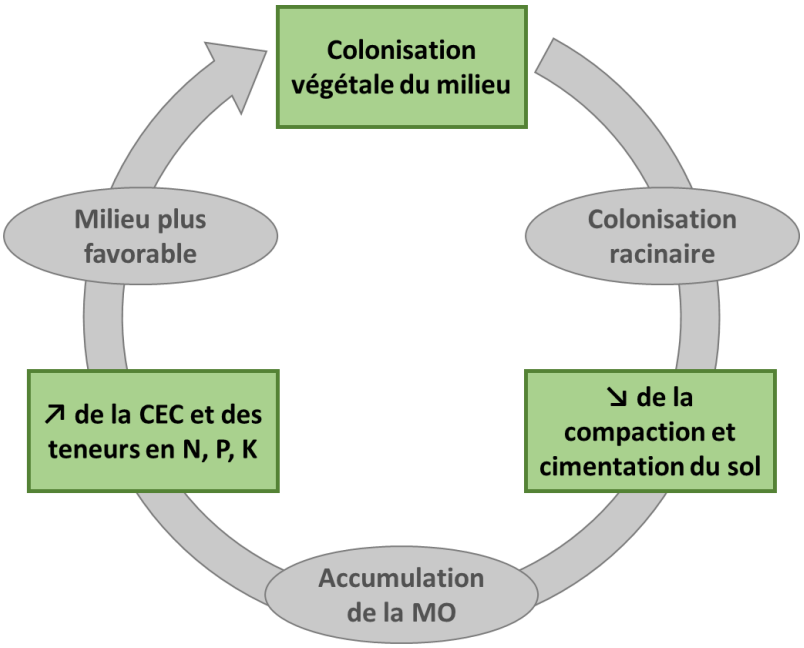


Figure A01.4. Cycle d'action de la colonisation par la végétation des sols cendreux au cours du temps.

Variabilité selon le type de charbon

Les études comparatives montrent que les Technosols issus de lignite évoluent plus rapidement vers un état pédologique fonctionnel que ceux issus de charbon bitumineux, du fait de leur teneur plus élevée en calcium et de la plus grande réactivité de leurs minéraux (Uzarowicz *et al.*, 2018a ; Petrović *et al.*, 2023). Les Technosols de bitume, plus silicatés, présentent des processus de minéralisation et de carbonatation plus lents et une évolution biologique plus progressive.

Ainsi, la nature du charbon, les conditions locales de dépôt et la dynamique de colonisation végétale déterminent ensemble la trajectoire pédogénétique de ces sols technogéniques.

Annexe 2

Tableau A02.1. Liste des critères de l'évaluation à multicritères associés à leurs notes et les règles de décisions correspondantes rempli par des experts.

Domaines	Critères	Règles de décisions	Notes
Scientifiques	Curiosité scientifique	Non adapté	0
		Peu adapté	1
		Adapté	2
		Très adapté	3
	Faisabilité dans le cadre du projet de thèse	Inenvisageable	0
		Faiblement envisageable	1
		Modérément envisageable	2
		Fortement envisageable	3
	Norme(s) et/ou protocole(s) d'acquisition	Aucune existence	0
		Oui, protocole existant mais isolé	1
		Oui, protocole existant, cité plusieurs fois	2
		Oui, existence d'une norme	3
	Existence d'un référentiel et/ou méthode d'interprétation	Aucune existence	0
		Oui, interprétation qualitative	1
		Oui, interprétation quantitative	2
		Oui, référentiel	3
	Reproductibilité de la mesure	Aucune	0
		Faible	1
		Modérée	2
		Elevée	3
	Facilité de traitement et d'interprétation des données	Spécifique	0
		Modéré	1
		Simple	2
		Très simple	3
Logistiques	Durée d'échantillonnage ou de mesure in situ	> 1 heure / éch	0
		Entre 30 min et 1 heure / éch	1
		Entre 5 min et 30 min / éch	2
		< 5 min / éch	3
	Stockage des échantillons	Impossible	0
		Durant 1 semaine	1
		Durant 1 mois	2
		De 6 mois à 1 an ou pas besoin	3
Techniques	Fréquence de traitement en laboratoire	< 20 éch/sem	0
		Entre 20 et 50 éch/sem	1
		Entre 50 et 100 éch/sem	2
		> 100 éch/sem ou mesure in situ	3
	Durée d'obtention des résultats de mesure en laboratoire	> 1 h/éch	0
		Entre 30 min et 1 h/éch	1
		Entre 5 min et 30 min/éch	2
		< 5 min/éch	3
	Niveau d'expertise d'obtention des résultats en laboratoire	Spécifique	0
		Modérée	1
		Simple	2
		Très simple	3
Financiers	Besoins matériels	Très spécifique	0
		Spécifique	1
		Basique	2

Domaines	Critères	Règles de décisions	Notes
		Aucun	3
	Coûts d'analyse par échantillons	> 1000 €/éch	0
		Entre 500 et 1000 €/éch	1
		Entre 100 et 500 €/éch	2
		< 100 €/éch	3

Annexe 3

Tableaux des notes des indicateurs sélectionnés pour les critères normaux de l'évaluation à multicritères

Tableau A03.1. Notes des indicateurs **sélectionnés** pour les critères « normaux » scientifiques (en bleu) et logistiques (en orange)

Indicateurs sélectionnés	Curiosité scientifique	Reproductibilité de la mesure	Facilité de traitement et d'interprétation des données	Durée d'échantillonnage ou de mesure in situ	Stockage des échantillons
Abondance en macrofaune du sol	3	2	2	1	2
Abondance en nématode du sol	3	3	1	3	1
Abondance en vers de terre	3	2	2	1	2
Activité biologique visible à l'œil nu	3	2	3	1	0
Activité enzymatique ARS	3	2	2	3	2
Activité enzymatique BGLU	3	2	2	3	2
Activité enzymatique NAG	3	2	2	3	2
Activité enzymatique PHOS	3	2	2	3	2
Biomasse microbienne 16S	3	3	2	2	1
Densité de matière racinaire	3	1	3	1	3
Densité de tissu racinaire	3	1	3	1	3
Diamètre moyen racinaire	3	2	3	2	3
Diversité archéenne + bactérienne par analyse ADN (16S)	2	3	1	2	2
Diversité en macrofaune du sol	3	2	2	1	2
Diversité en nématofaune du sol	3	3	1	3	1
Diversité en vers de terre	3	2	2	1	2
Diversité fongique par analyse ADN (18S)	2	3	1	2	2
Diversité spécifique végétale	3	2	3	1	3
Gène fonctionnel *amoA*	1	2	0	2	1
Gène fonctionnel *narG*	1	2	0	2	1

Indicateurs sélectionnés	Curiosité scientifique	Reproductibilité de la mesure	Facilité de traitement et d'interprétation des données	Durée d'échantillonnage ou de mesure in situ	Stockage des échantillons
Gène fonctionnel *nirS*	1	2	0	2	1
Gène fonctionnel *nosZ*	1	2	0	2	1
Indice de la voie de décomposition de la matière organique de la nématofaune	3	3	1	3	1
Indice de maturité de la nématofaune	3	3	1	3	1
Indice de structure de la nématofaune	3	3	1	3	1
Indice d'enrichissement de la nématofaune	3	3	1	3	1
Longueur spécifique racinaire	3	2	3	2	3
Profondeur d'enracinement	3	2	3	2	3
Ratio bactérie / champignon (16S/18S)	2	3	0	2	3
Respiration microbienne basale	3	3	1	3	1
Taux de recouvrement végétale	3	3	3	3	3
Taux d'enracinement	3	2	3	2	3
Capacité d'échange cationique	3	3	2	3	3
pH_{eau}	3	3	3	3	2
Ratio C/N	3	3	2	3	2
Teneur en azote total	3	3	2	3	2
Teneur en composé organique totaux	2	3	2	3	1
Teneur en éléments traces métalliques totaux	2	3	2	3	1
Teneur en phosphore disponible pour les plantes	3	3	3	3	2
Teneur totale en CaCO3	3	3	3	3	2
Teneurs en carbone organique du sol	3	3	2	3	3
Classe texturale	3	1	3	2	3
Masse volumique apparente	3	3	3	2	3

Indicateurs sélectionnés	Curiosité scientifique	Reproductibilité de la mesure	Facilité de traitement et d'interprétation des données	Durée d'échantillonnage ou de mesure in situ	Stockage des échantillons
Niveau de compacité du sol évalué au terrain	3	2	3	3	3
Pente	3	2	3	3	3
Profondeur des traces d'hydromorphie	3	2	3	2	3
Profondeur du sol	3	2	3	3	3
Réserve utile	3	3	2	3	3
Structure du sol évaluée au terrain	3	1	2	2	3
Teneur en artefacts	3	2	3	2	3
Teneur en éléments grossiers	3	3	3	2	3
Traces de pollutions	3	1	3	2	3

Tableau A03.2. Notes des indicateurs **sélectionnés** pour les critères « normaux » techniques (en jaune) et financiers (en vert)

Indicateurs sélectionnés	Fréquence de traitement en laboratoire	Durée d'obtention des résultats de mesure en laboratoire	Niveau d'expertise d'obtention des résultats en laboratoire	Besoins matériels	Coûts d'analyse par échantillons
Abondance en macrofaune du sol	2	2	2	2	2
Abondance en nématode du sol	2	2	1	3	1
Abondance en vers de terre	2	2	2	2	2
Activité biologique visible à l'œil nu	3	3	3	3	3
Activité enzymatique ARS	1	2	1	1	3
Activité enzymatique BGLU	1	2	1	1	3
Activité enzymatique NAG	1	2	1	1	3
Activité enzymatique PHOS	1	2	1	1	3
Biomasse microbienne 16S	3	2	1	1	3
Densité de matière racinaire	3	2	3	2	2
Densité de tissu racinaire	3	2	3	2	2
Diamètre moyen racinaire	3	2	3	3	2

Indicateurs sélectionnés	Fréquence de traitement en laboratoire	Durée d'obtention des résultats de mesure en laboratoire	Niveau d'expertise d'obtention des résultats en laboratoire	Besoins matériels	Coûts d'analyse par échantillons
Diversité archéenne + bactérienne par analyse ADN (16S)	3	1	1	1	1
Diversité en macrofaune du sol	2	2	2	2	2
Diversité en nématofaune du sol	2	2	1	3	1
Diversité en vers de terre	2	2	2	2	2
Diversité fongique par analyse ADN (18S)	3	1	1	1	1
Diversité spécifique végétale	3	2	3	3	3
Gène fonctionnel *amoA*	3	1	0	0	1
Gène fonctionnel *narG*	3	1	0	0	1
Gène fonctionnel *nirS*	3	1	0	0	1
Gène fonctionnel *nosZ*	3	1	0	0	1
Indice de la voie de décomposition de la matière organique de la nématofaune	2	2	1	3	1
Indice de maturité de la nématofaune	2	2	1	3	1
Indice de structure de la nématofaune	2	2	1	3	1
Indice d'enrichissement de la nématofaune	2	2	1	3	1
Longueur spécifique racinaire	3	2	3	3	2
Profondeur d'enracinement	3	2	3	3	2
Ratio bactérie / champignon (16S/18S)	2	1	0	0	1
Respiration microbienne basale	2	1	0	1	2
Taux de recouvrement végétale	3	3	3	2	3
Taux d'enracinement	3	3	3	3	3
Capacité d'échange cationique	2	2	2	2	3
pH_{eau}	3	3	2	2	3
Ratio C/N	3	3	2	1	3
Teneur en azote total	2	3	2	1	2
Teneur en composé organique totaux	2	2	1	1	1
Teneur en éléments traces métalliques totaux	2	2	1	1	1

Indicateurs sélectionnés	Fréquence de traitement en laboratoire	Durée d'obtention des résultats de mesure en laboratoire	Niveau d'expertise d'obtention des résultats en laboratoire	Besoins matériels	Coûts d'analyse par échantillons
Teneur en phosphore disponible pour les plantes	2	2	2	1	2
Teneur totale en $CaCO_3$	2	2	2	1	2
Teneurs en carbone organique du sol	3	3	2	2	3
Classe texturale	3	3	3	3	3
Masse volumique apparente	2	3	2	2	3
Niveau de compacité du sol évalué au terrain	3	3	3	2	3
Pente	3	3	3	3	3
Profondeur des traces d'hydromorphie	3	3	3	3	3
Profondeur du sol	3	3	3	3	3
Réserve utile	1	2	2	1	2
Structure du sol évaluée au terrain	3	3	2	3	3
Teneur en artefacts	2	2	0	2	3
Teneur en éléments grossiers	2	3	3	2	3
Traces de pollutions	3	3	3	3	3

Annexe 4

Tableaux des notes des indicateurs rejetés pour les critères normaux de l'évaluation à multicritères

Tableau A04.1. Notes des indicateurs **non sélectionnés** pour les critères « normaux » scientifiques (en bleu) et logistiques (en orange)

Indicateurs non sélectionnés	Curiosité scientifique	Reproductibilité de la mesure	Facilité de traitement et d'interprétation des données	Durée d'échantillonnage ou de mesure in situ	Stockage des échantillons
Abondance, densité et diversité en enchytréides	3	3	3	1	3
Assimilation microbienne	1	-	1	2	1
Bioturbation	2	1	1	2	3
Collemboles	1	3	2	2	0
Diversité de la faune du sol (micro, méso et macrofaune) à partir de l'ADN environnemental	3	2	0	1	3
Diversité fonctionnelle de la faune du sol (micro, méso et macrofaune) par une analyse des gènes fonctionnels	1	2	0	1	2
Indice de qualité écologique (IQE) et l'indice de potentialité écologique (IPE)	2	3	2	3	0
Nitrification	3	-	-	1	3
Parasitisme	0	1	0	0	0
Quantité de gène oprF	1	3	0	1	2
Richesse en habitats	1	2	2	1	3
Test de Baït-lamina (réseaux trophique du sol)	2	2	1	3	2
Vitesse décomposition MO	1	2	1	2	0
C labile	1	2	2	3	2
C organique labile	1	2	2	2	0
Degré de décomposition de la matière organique	3	3	0	3	2
Dénitrification	3	2	1	2	1
Méthanotrophies	0	2	1	2	2

Indicateurs non sélectionnés	Curiosité scientifique	Reproductibilité de la mesure	Facilité de traitement et d'interprétation des données	Durée d'échantillonnage ou de mesure in situ	Stockage des échantillons
Minéralisation de N	3	2	1	1	1
N disponible	2	3	1	3	3
N labile	1	2	2	2	0
Teneur échangeable en Cu	1	3	1	-	-
Teneur échangeable en Pb	1	3	1	1	2
Teneur échangeable en Zn	1	3	1	1	2
Teneur en Calcaire actif	1	3	3	3	2
Teneur en P total	1	3	3	3	2
Teneurs totales en micronutriments	1	3	2	3	3
pH_{KCl}	2	3	3	3	1
Balance hydrique = Potentiel hydrique	0	3	3	3	2
Bassins souterrains = Hauteur piézométrique	1	3	1	2	3
Conductivité hydraulique à saturation	1	2	1	0	0
Etat d'humidité du sol	0	3	3	2	3
Etat de surface : Traces d'érosion et croûte de battance	1	1	1	2	3
Forme d'humus	0	2	1	2	3
Infiltration	1	1	1	0	3
Maintien de l'air dans le sol	0	2	1	2	2
Minéralogie de l'argile	1	3	0	1	1
Minéralogie de sols	1	3	1	3	3
Perméabilité du sol à l'air	1	2	1	2	1
Point d'entrée de l'air	0	1	1	1	3
Résistance à la pénétration	0	1	1	2	1
Stabilité des agrégats	1	2	1	0	3
Température du sol	0	3	3	2	3

Tableau A04.2. Notes des indicateurs **non sélectionnés** pour les critères « normaux » techniques (en jaune) et financiers (en vert)

Indicateurs non sélectionnés	Fréquence de traitement en laboratoire	Durée d'obtention des résultats de mesure en laboratoire	Niveau d'expertise d'obtention des résultats en laboratoire	Besoins matériels	Coûts d'analyse par échantillons
Abondance, densité et diversité en enchytréides	2	1	2	2	3
Assimilation microbienne	2	1	1	0	2
Bioturbation	1	0	1	0	2
Collemboles	1	2	0	1	1
Diversité de la faune du sol (micro, méso et macrofaune) à partir de l'ADN environnemental	0	0	0	0	1
Diversité fonctionnelle de la faune du sol (micro, méso et macrofaune) par une analyse des gènes fonctionnels	2	0	0	0	1
Indice de qualité écologique (IQE) et l'indice de potentialité écologique (IPE)	3	3	3	3	3
Nitrification	3	1	1	1	1
Parasitisme	0	0	0	0	1
Quantité de gène oprF	1	1	1	1	1
Richesse en habitats	3	1	3	0	2
Test de Baït-lamina (réseaux trophique du sol)	0	1	1	1	1
Vitesse décomposition MO	2	2	1	2	3
C labile	3	3	2	2	3
C organique labile	1	2	0	1	1
Degré de décomposition de la matière organique	1	1	2	1	2
Dénitrification	3	1	0	1	2
Méthanotrophies	2	1	0	0	0
Minéralisation de N	1	0	1	1	2
N disponible	0	0	0	0	1
N labile	1	2	0	1	1
Teneur échangeable en Cu	-	-	-	-	-
Teneur échangeable en Pb	2	2	1	1	1
Teneur échangeable en Zn	2	2	1	1	1
Teneur en Calcaire actif	2	2	2	1	2
Teneur en P total	2	2	2	1	2

Indicateurs non sélectionnés	Fréquence de traitement en laboratoire	Durée d'obtention des résultats de mesure en laboratoire	Niveau d'expertise d'obtention des résultats en laboratoire	Besoins matériels	Coûts d'analyse par échantillons
Teneurs totales en micronutriments	2	2	2	1	2
pH_{KCl}	2	1	1	1	2
Balance hydrique = Potentiel hydrique	3	3	2	2	3
Bassins souterrains = Hauteur piézométrique	2	2	3	0	1
Conductivité hydraulique à saturation	0	1	3	2	1
Etat d'humidité du sol	2	1	0	0	1
Etat de surface : Traces d'érosion et croûte de battance	3	1	3	3	3
Forme d'humus	3	1	3	3	3
Infiltration	0	0	2	2	0
Maintien de l'air dans le sol	1	1	1	0	1
Minéralogie de l'argile	2	2	0	0	2
Minéralogie de sols	2	1	0	0	1
Perméabilité du sol à l'air	2	2	1	1	3
Point d'entrée de l'air	2	1	3	0	1
Résistance à la pénétration	2	1	0	0	1
Stabilité des agrégats	3	1	3	2	3
Température du sol	3	3	3	2	3

Annexe 5

Tableau A05.1. Référentiel d'interprétation du modèle 3 les scores et les gammes de valeurs des indicateurs biologiques, physiques et chimiques des 15 sous-fonctions. Les lettres des références bibliographiques allant de a à z, aa, ab, ac suivent l'ordre suivant (Birouste *et al.*, 2014 ; Birt and Bonnett, 2018 ; Brunner *et al.*, 2009 ; Burke *et al.*, 2011 ; Canadell *et al.*, 1996 ; Cébron *et al.*, 2011 ; Cousin *et al.*, 2025 ; Craine *et al.*, 2003 ; Delassus, L., 2015 (https://www.cbnbrest.fr/site/pdf/Guide%20relev%C3%A9s%20de%20terrain_juin2015.pdf) ; DESTISOL *in Cherel et al., 2016* ; DuPont *et al.*, 2014 ; Fikri *et al.*, 2021 ; Freschet et Roumet, 2017 ; Freschet *et al.*, 2021 ; GIS SOL (https://www.gissol.fr/donnees/cartes/les-reserves-en-eau-utile-de-la-france-metropolitaine-1483) ; Guide TEX 2017, REXP FPGA Nantes (Le Guern *et al.*, 2016, 2017) *in SUPRA* ; Jackson *et al.*, 1999 ; Kövendi-Jakó *et al.*, 2019 ; Meyer *et al.*, 2013 ; Mills *et al.*, 2020 ; Rabearison *et al.*, 2025 ; Riah-Anglet *et al.*, 2018 ; Samarajeewa *et al.*, 2016 ; Sushko *et al.*, 2019 ; SUPRA *in Schwartz et al., 2022*; Vincent *et al.*, 2018a ; Vincent *et al.*, 2018b ; Wang *et al.*, 2017 ; Yadav *et al.*, 2022).

Sous-fonctions	**Indicateurs**	**Unités**	**Références et expertise**	**Notes associées aux valeurs de références**			
				0	*1*	*2*	*3*
Stockage du carbone	Profondeur du sol	cm	y	< 25	[25 ; 50]	]50 ; 100]	> 100
	% éléments grossiers	%	y	> 40	[20 ; 40]	[10 ; 20[	< 10
	Carbone organique du sol	%	y	< 1,2	[1,2 ; 3,5]	]3,5 ; 5,8]	> 5,8
	Masse volumique apparente	$g.cm^{-3}$	y	< 1,2	[1,2 ; 1,5]	]1,5 ; 1,7]	> 1,7
Transformation de la matière organique	Taux d'enracinement	%	j	= 0	]0 ; 5[	[5 ; 30]	> 30
	Profondeur traces d'hydromorphie (horizon G ou g)	cm	y	< 25	[25 ; 60]	]60 ; 100[	NULL
	Carbone organique du sol	%	y	< 1,2	[1,2 ; 3,5]	]3,5 ; 5,8]	> 5,8
	Activité enzymatique de l'Arylsulfatase	$nmol.min^{-1}.g^{-1}$ sol sec	g	< 1	[1 ; 5]	]5 ; 15]	> 15
	Ratio C/N	NA	j	> 20	< 8	[12 ; 20]	[8 ; 12[
	Activité enzymatique de β-Glucosidase	$nmol.min^{-1}.g^{-1}$ sol sec	g ; w ; v ; d ; l	< 3	[3 ; 6]	]6 ; 10]	> 10
	Activité biologique visible à l'œil nu	NA	y	Absence	Faible	Moyen	Fort

Sous-fonctions	Indicateurs	Unités	Références et expertise	Notes associées aux valeurs de références			
				0	*1*	*2*	*3*
Transformation de la matière organique (suite)	Activité enzymatique de la Phosphatase neutre	nmol.min^{-1}.g^{-1} sol sec	l	< 2	[2 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
	Respiration microbienne basale	µg C-CO_2.h^{-1}.g^{-1}	z ; f ; g ; w ; x ; l ; b	< 1	[1 ; 6]	]6 ; 10]	> 10
	pH_{eau}	NA	y	< 5,5 ou > 8,5	[5,5 ; 6,5]	[7,5 ; 8,5]	]6,5 ; 7,5[
	Densité de tissu racinaire	g.cm^{-3}	h ; m ; a ; c	> 0,45	[0,3 ; 0,45]	[0,15 ; 0,3[	< 0,15
	Longueur spécifique racinaire	m.g^{-1}	m ; c ; h	< 5	[5 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
	Classe texturale	NA	y	Sableux	Limoneux	Argileux	Équilibre
	Structure du sol	NA	j	Compact / fondu	Particulaire	Prismatique anguleux ou polyédrique grossier	Polyédrique fin ou grumeleux
	Abondance en vers de terre	ind.m^{-2}	y	< 25	[25 ; 50]	]50 ; 150]	> 150
	Diversité en vers de terre	Nombre de taxons	g	< 3	[3 ; 10]	]10 ; 15]	> 15
	Abondance en nématodes	ind. g^{-1} sol sec	g	< 10	[10 ; 100]	]100 ; 300]	> 300
	Diversité en nématodes	NA	g	< 1,5	[1,5 ; 2]	]2 ; 2,5]	> 2,5
	Nématodes - Indice d'Enrichissement	NA	g	< 25 ou > 75	[55 ; 75]	[25 ; 45]	]45 ; 55[
	Nématodes - Indice de Voix de Décomposition de la Matière Organique	NA	g	< 0,25 ou > 0,95	[0,25 ; 0,55]	[0,8 ; 0,95]	]0,55 ; 0,8[
	Biomasse bactérienne + archée 16S	Nombre 10^8 copies ADNr 16S.g^{-1} sol sec	l	< 1,5	[1,5 ; 2,5]	]2,5 ; 3,5]	> 3,5
	Richesse bactérienne + archée (Diversité bactérienne + archée par analyse ADN (16S))	Nombre ASV	g	< 1000	[1000 ; 2000]	]2000 ; 3000]	> 3000

Sous-fonctions	Indicateurs	Unités	Références et expertise	Notes associées aux valeurs de références			
				0	*1*	*2*	*3*
Transformation de la matière organique (suite)	Richesse fongique (Diversité fongique par analyse ADN (18S))	Nombre ASV	g	< 800	[800 ; 1000]	]1000 ; 1200]	> 1200
	Ratio champignon / bactérie avec 16S/18S	NA	g	< 1 ou > 10	[1 ; 3]	[7 ; 10]	]3 ; 7[
Stock des nutriments	N total	$g.kg^{-1}$	y	< 2	[2 ; 10]	> 20	]10 ; 20]
	Teneur en P (Olsen)	$g.kg^{-1}$	y	< 0,04	[0,04 ; 0,06]	> 0,1	]0,06 ; 0,1]
	CEC	$cmol.kg^{-1}$ (= $meq.100g^{-1}$)	y	< 8	[8 ; 15]	[15 ; 25]	> 25
	% éléments grossiers	%	y	> 50	[30 ; 50]	[15 ; 30]	< 15
	Profondeur du sol	cm	y	< 25	[25 ; 50]	[50 ; 100]	> 100
Phytodisponibilité des nutriments	Nombre de copie du gène fonctionnel *amoA*	Nombre 10^3 $copies.g^{-1}$	l ; ab ; s ; h	< 2	[2 ; 30]	]30 ; 400]	> 400
	Nombre de copie du gène fonctionnel *narG*	Nombre 10^9 $copies.g^{-1}$	l	< 2,5	[2,5 ; 5]	]5 ; 10]	> 10
	Nombre de copie du gène fonctionnel *nirS*	Nombre 10^6 $copies.g^{-1}$	ab ; s	< 1	[1 ; 5]	]5 ; 10]	> 10
	Nombre de copie du gène fonctionnel *nosZ*	Nombre 10^5 $copies.g^{-1}$	l	< 6	[6 ; 10]	]10 ; 12]	> 12
	Nématodes - Indice d'Enrichissement	NA	g	< 25 ou > 75	[55 ; 75]	[25 ; 45]	]45 ; 55[
	Nématodes - Indice de Voix de Décomposition de la Matière Organique	NA	g	< 0,25 ou > 0,95	[0,25 ; 0,55]	[0,8 ; 0,95]	]0,55 ; 0,8[
	Diversité bactérienne + archée par analyse ADN (16S)	Nombre ASV	g	< 1000	[1000 ; 2000]	]2000 ; 3000]	> 3000
	Richesse fongique (Diversité fongique par analyse ADN (18S))	Nombre ASV	g	< 800	[800 ; 1000]	]1000 ; 1200]	> 1200

Sous-fonctions	Indicateurs	Unités	Références et expertise	Notes associées aux valeurs de références			
				0	*1*	*2*	*3*
Phytodisponibilité des nutriments (suite)	Profondeur d'enracinement	cm	a ; c ; h ; n ; q ; e	< 20	[20 ; 50[	[50 ; 100]	> 100
	Taux d'enracinement	%	j	= 0	]0 ; 5[	[5 ; 30]	> 30
	pH_{eau}	NA	y	< 5,5 ou > 8,5	[7,5 ; 8,5]	[5,5 ; 6,5]	]6,5 ; 7,5[
	CEC	$cmol.kg^{-1}$ (= $meq.100g^{-1}$)	y	< 8	[8 ; 15]	]15 ; 25]	> 25
	Classe texturale	NA	y	Sableux	Argileux	Limoneux	Équilibré
	Ratio C/N	NA	j	> 20	< 8	[12 ; 20]	[8 ; 12[
	Teneur en P (Olsen)	$g.kg^{-1}$	y	< 0,04	[0,04 ; 0,06]	> 0,1	]0,06 ; 0,1]
	Structure du sol	NA	j	Compact / fondu	Particulaire	Prismatique anguleux ou polyédrique grossier	Polyédrique fin ou grumeleux
	Teneur total en $CaCO_3$	$g.kg^{-1}$	j	> 500	[100 ; 500]	[50 ; 100[	< 50
	% éléments grossiers	%	y	> 50	[30 ; 50]	[15 ; 30[	< 15
	Activité biologique visible à l'œil nu	NA	y	Absence	Faible	Moyen	Fort
	Densité de tissu racinaire	$g.cm^{-3}$	h ; m ; a ; c	< 0,15	[0,15 ; 0,3]	]0,3 ; 0,45]	> 0,45
	Densité de masse racinaire	$g.cm^{-3}$ sol	u ; k	< 3	[3 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
Support d'ancrage	Profondeur du sol	cm	y	< 25	[25 ; 50]	]50 ; 100]	> 100
	Profondeur d'enracinement	cm	a ; c ; h ; n ; q ; e	< 20	[20 ; 50[	[50 ; 100]	> 100
	Taux d'enracinement	%	j	= 0	]0 ; 5[	[5 ; 30]	> 30
	Taux de recouvrement de la végétation	%	i	< 10	[10 ; 25]	]25 ; 50]	> 50
	Compacité du sol	NA	Expert	Imperméable ou forte	Moyenne	Faible	Absence
	Classe texturale	NA	y	Sableux	Limoneux	Argileux	Équilibré
	Masse volumique apparente	$g.cm^{-3}$	y	< 0,8 ou > 1,8	[1,5 ; 1,8]	[1,2 ; 1,5[	[0,8 ; 1,2[

Sous-fonctions	Indicateurs	Unités	Références et expertise	Notes associées aux valeurs de références			
				0	*1*	*2*	*3*
Support d'ancrage (suite)	Diamètre moyen racinaire	mm	h ; m ; n	> 0,5	[0,4 ; 0,5]	[0,2 ; 0,4[	< 0,2
	Longueur spécifique racinaire	m.g-1	m ; c ; h	< 5	[5 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
	% éléments grossiers	%	y	> 50	[30 ; 50]	[15 ; 30]	< 15
	Structure du sol	NA	j	Compact / fondu	Particulaire	Prismatique anguleux ou polyédrique grossier	Polyédrique fin ou grumeleux
Rétention en eau utile	Abondance en vers de terre	ind.m^{-2}	y	< 25	[25 ; 50]	]50 ; 150]	> 150
	Diversité en vers de terre	Nombre de taxons	g	< 3	[3 ; 10]	]10 ; 15]	> 15
	Profondeur du sol	cm	y	< 25	[25 ; 50]	]50 ; 100]	> 100
	Réserve utile	mm	o	< 50	[50 ; 100]	]100 ; 300]	> 300
	Taux d'enracinement	%	j	= 0	]0 ; 5[	[5 ; 30]	> 30
	Profondeur d'enracinement	cm	a ; c ; h ; n ; q ; e	< 20	[20 ; 50[	[50 ; 100]	> 100
	Classe texturale	NA	y	Sableux	Argileux	Limoneux	Équilibré
	Masse volumique apparente	g.cm^{-3}	y	> 1,8	[1,5 ; 1,8]	[1,2 ; 1,5[	< 1,2
	Structure du sol	NA	j	Compact / fondu	Particulaire	Prismatique anguleux ou polyédrique grossier	Polyédrique fin ou grumeleux
	Carbone organique du sol	%	y	< 1,2	[1,2 ; 3,5]	]3,5 ; 5,8]	> 5,8
	% éléments grossiers	%	y	> 50	[30 ; 50]	[15 ; 30[	< 15
	Diamètre moyen racinaire	mm	h ; m ; n	< 0,1 ou > 0,5	[0,4 ; 0,5]	[0,1 ; 0,2]	]0,2 ; 0,4[
	Densité de masse racinaire	g.cm^{-3} sol	u ; k	< 3	[3 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
Réservoir de biodiversité spécifique	Diversité en macrofaune du sol	Nombre de taxons	z ; aa	< 3	[3 ; 10]	]10 ; 15]	> 15
	Diversité en nématodes	NA	g	< 1,5	[1,5 ; 2]	]2 ; 2,5]	> 2,5

Sous-fonctions	Indicateurs	Unités	Références et expertise	Notes associées aux valeurs de références			
				0	*1*	*2*	*3*
Réservoir de biodiversité spécifique (suite)	Richesse bactérienne + archée (Diversité bactérienne + archée par analyse ADN (16S))	Nombre ASV	g	< 1000	[1000 ; 2000]	]2000 ; 3000]	> 3000
	Richesse fongique (Diversité fongique par analyse ADN (18S))	Nombre ASV	g	< 800	[800 ; 1000]	]1000 ; 1200]	> 1200
Réservoir de biodiversité fonctionnelle	Abondance en macrofaune du sol	$ind.m^{-2}$	z ; aa	< 20	[20 ; 50]	]50 ; 100]	> 100
	Diversité en macrofaune du sol	Nombre de taxons	z ; aa	< 3	[3 ; 10]	]10 ; 15]	> 15
	Abondance en nématodes	$ind.g^{-1}$ sol sec	g	< 10	[10 ; 100]	]100 ; 300]	> 300
	Diversité en nématodes	NA	g	< 1,5	[1,5 ; 2]	]2 ; 2,5]	> 2,5
	Diversité bactérienne + archée par analyse ADN (16S)	Nombre ASV	g	< 1000	[1000 ; 2000]	]2000 ; 3000]	> 3000
	Richesse fongique (Diversité fongique par analyse ADN (18S))	Nombre ASV	g	< 800	[800 ; 1000]	]1000 ; 1200]	> 1200
	Diversité spécifique végétale	Nombre de taxons	ac ; r ; t	< 5	[5 ; 15]	]15 ; 30]	> 30
	Activité biologique visible à l'œil nu	NA	y	Absence	Faible	Moyen	Fort
	Biomasse microbienne 16S	Nombre 10^8 copies ADNr 16S.g^{-1} sol sec	l	< 1,5	[1,5 ; 2,5]	]2,5 ; 3,5]	> 3,5
Réservoir d'habitats	Taux de recouvrement de la végétation	%	i	< 10	[10 ; 25]	]25 ; 50]	> 50
	Profondeur d'enracinement	cm	a ; c ; h ; n ; q ; e	< 20	[20 ; 50]	]50 ; 100]	> 100
	Taux d'enracinement	%	j	= 0	]0 ; 5[	[5 ; 30]	> 30

Sous-fonctions	Indicateurs	Unités	Références et expertise	Notes associées aux valeurs de références			
				0	*1*	*2*	*3*
Réservoir d'habitats (suite)	Réserve utile	mm	o	< 50	[50 ; 100]	]100 ; 300]	> 300
	Ratio C/N	NA	j	> 20	< 8	[12 ; 20]	[8 ; 12[
	% éléments grossiers	%	y	> 50	[30 ; 50]	[15 ; 30[	< 15
	pH_{eau}	NA	y	< 5,5 ou > 8,5	[7,5 ; 8,5]	[5,5 ; 6,5]	]6,5 ; 7,5[
	Classe texturale	NA	y	Sableux	Limoneux	Argileux	Équilibré
	Structure du sol	NA	j	Compact / fondu	Particulaire	Prismatique anguleux ou polyédrique grossier	Polyédrique fin ou grumeleux
	Densité de tissu racinaire	$g.cm^{-3}$	h ; m ; a ; c	< 0,15	[0,15 ; 0,3]	]0,3 ; 0,45]	> 0,45
	Longueur spécifique racinaire	$m.g^{-1}$	m ; c ; h ; n	< 5	[5 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
	Diversité en nématodes	NA	g	< 1,5	[1,5 ; 2]	]2 ; 2,5]	> 2,5
	Nématodes - Indice de Structure	NA	g	< 25	[25 ; 50]	]50 ; 75]	> 75
	Nématodes - Indice d'Enrichissement	NA	g	< 25 ou > 75	[55 ; 75]	[25 ; 45]	]45 ; 55[
	Nématodes - Indices de Maturité	NA	g	< 2	[2 ; 3]	]3 ; 4]	> 4
Stabilité physique	Taux de recouvrement de la végétation	%	i	< 10	[10 ; 25]	]25 ; 50]	> 50
	% éléments grossiers	%	j	< 15	[15 ; 30]	]30 ; 50]	> 50
	Classe texturale	NA	y	Argileux	Limoneux	Sableux	Équilibré
	Longueur spécifique racinaire	$m.g^{-1}$	m ; c ; h	< 5	[5 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
	Masse volumique apparente	$g.cm^{-3}$	y	< 0,8 ou > 1,8	[1,5 ; 1,8]	[1,2 ; 1,5[	[0,8 ; 1,2[
Circulation et infiltration de l'eau	Abondance en vers de terre	$ind.m^{-2}$	y	< 25	[25 ; 50]	]50 ; 150]	> 150
	Diversité en vers de terre	Nombre de taxons	g	< 3	[3 ; 10]	]10 ; 15]	> 15
	Pente	%	y	> 15	[5 ; 15]	[2 ; 5[	< 2
	Taux d'enracinement	%	j	= 0	]0 ; 5[	[5 ; 30]	> 30

Sous-fonctions	Indicateurs	Unités	Références et expertise	Notes associées aux valeurs de références			
				0	*1*	*2*	*3*
Circulation et infiltration de l'eau (suite)	Profondeur traces d'hydromorphie (horizon G ou g)	cm	y	< 25	[25 ; 60]	]60 ; 100[	NULL
	% éléments grossiers	%	y	< 15	[15 ; 30]	]30 ; 50]	> 50
	Compacité du sol	NA	y	Imperméable	Forte	Moyenne	Faible
	Classe texturale	NA	y	Argileux	Limoneux	Équilibré	Sableux
	Masse volumique apparente	$g.cm^{-3}$	y	< 0,8 ou > 1,8	[1,5 ; 1,8]	[1,2 ; 1,5[	[0,8 ; 1,2[
	Structure du sol	NA	j	Compact / fondu	Particulaire	Prismatique anguleux ou polyédrique grossier	Polyédrique fin ou grumeleux
	Longueur spécifique racinaire	$m.g^{-1}$	m ; c ; h	< 5	[5 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
	Diamètre moyen racinaire	mm	h ; m	< 0,2	[0,2 ; 0,4]	]0,4 ; 0,5]	> 0,5
Rétention en eau	Réserve utile	mm	o	< 50	[50 ; 100]	]100 ; 300]	> 300
	Taux d'enracinement	%	j	= 0	]0 ; 5[	[5 ; 30]	> 30
	Profondeur d'enracinement	cm	a ; c ; h ; n ; q ; e	< 20	[20 ; 50]	]50 ; 100]	> 100
	Classe texturale	NA	y	Sableux	Argileux	Limoneux	Équilibré
	Masse volumique apparente	$g.cm^{-3}$	y	> 1,8	[1,5 ; 1,8]	[1,2 ; 1,5[	< 1,2
	% éléments grossiers	%	y	> 50	[30 ; 50]	[15 ; 30[	< 15
	Carbone organique du sol	%	y	< 1,2	[1,2 ; 3,5]	]3,5 ; 5,8]	> 5,8
	Diamètre moyen racinaire	mm	h ; m ; n	< 0,1 ou > 0,5	[0,4 ; 0,5]	[0,1 ; 0,2]	]0,2 ; 0,4[
	Structure du sol	NA	j	Compact / fondu	Particulaire	Prismatique anguleux ou polyédrique grossier	Polyédrique fin ou grumeleux
	Densité de masse racinaire	$g.cm^{-3}$ sol	u ; k	< 3	[3 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
	Abondance en vers de terre	$ind.m^{-2}$	y	< 25	[25 ; 50]	]50 ; 150]	> 150

Sous-fonctions	Indicateurs	Unités	Références et expertise	Notes associées aux valeurs de références			
				0	*1*	*2*	*3*
Rétention en eau (suite)	Diversité en vers de terre	Nombre de taxons	g	< 3	[3 ; 10]	]10 ; 15]	> 15
Stock en polluants	Taux d'enracinement	%	j	= 0	]0 ; 5[	[5 ; 30]	> 30
	Traces de pollution	NA	j	Forte	Moyenne	Faible	Absence
	Teneur en CTO totaux	$mg.kg^{-1}$	p	> Seuil C	[Seuil A ; seuil C]	< Seuil A	< LQ ou < FPGN
	Teneur en ETM totaux	$mg.kg^{-1}$	j	> FPG*5	[FPG*2 ; FPG*5]	[FPG ; FPG*2]	< FPG
	% artefacts	%	j	> 20	[10 ; 20]	[0,5 ; 10[	< 0,5
	% éléments grossiers	%	y	> 50	[30 ; 50]	[15 ; 30[	< 15
	Densité de tissu racinaire	$g.cm^{-3}$	h ; m ; a ; c	< 0,15	[0,15 ; 0,3]	]0,3 ; 0,45]	> 0,45
	Longueur spécifique racinaire	$m.g^{-1}$	m ; c ; h	< 5	[5 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
Rétention des polluants	Taux d'enracinement	%	j	= 0	]0 ; 5[	[5 ; 30]	> 30
	pH_{eau}	NA	j	< 5	[5 ; 6]	]6 ; 7,5]	> 7,5
	Classe texturale	NA	y	Sableux	Limoneux	Argileux	Équilibré
	CEC	$cmol.kg^{-1}$ (= $meq.100g^{-1}$)	y	< 8	[8 ; 15]	]15 ; 25]	> 25
	% éléments grossiers	%	y	> 50	[30 ; 50]	[15 ; 30[	< 15
	Carbone organique du sol	%	y	< 1,2	[1,2 ; 3,5]	]3,5 ; 5,8]	> 5,8
	Teneur en CaCO3	$g.kg^{-1}$	j	< 10	[10 ; 50]	]50 ; 500]	> 500
	Densité de tissu racinaire	$g.cm^{-3}$	h ; m ; a ; c	< 0,15	[0,15 ; 0,3]	]0,3 ; 0,45]	> 0,45
	Longueur spécifique racinaire	$m.g^{-1}$	m ; c ; h	< 5	[5 ; 10]	]10 ; 20]	> 20
	Structure du sol	NA	j	Particulaire	Compact / fondu	Polyédrique fin ou grumeleux	Prismatique anguleux ou polyédrique grossier
Transformation des polluants	Diversité bactérienne + archée par analyse ADN (16S)	Nombre ASV	g	< 1000	[1000 ; 2000]	]2000 ; 3000]	> 3000

Sous-fonctions	Indicateurs	Unités	Références et expertise	Notes associées aux valeurs de références			
				0	*1*	*2*	*3*
Transformation des polluants (suite)	Richesse fongique (Diversité fongique par analyse ADN (18S))	Nombre ASV	g	< 800	[800 ; 1000]	]1000 ; 1200]	> 1200
	Carbone organique du sol	%	y	< 1,2	[1,2 ; 3,5]	]3,5 ; 5,8]	> 5,8
	pH_{eau}	NA	j	< 4	[4 ; 6]	> 7,5	]6 ; 7,5]
	Teneur en CTO totaux	$mg.kg^{-1}$	p	> Seuil C	[Seuil A ; seuil C]	< Seuil A	< LQ ou < FPGN
	Structure du sol	NA	j	Compact / fondu	Particulaire	Prismatique anguleux ou polyédrique grossier	Polyédrique fin ou grumeleux

Annexe 6

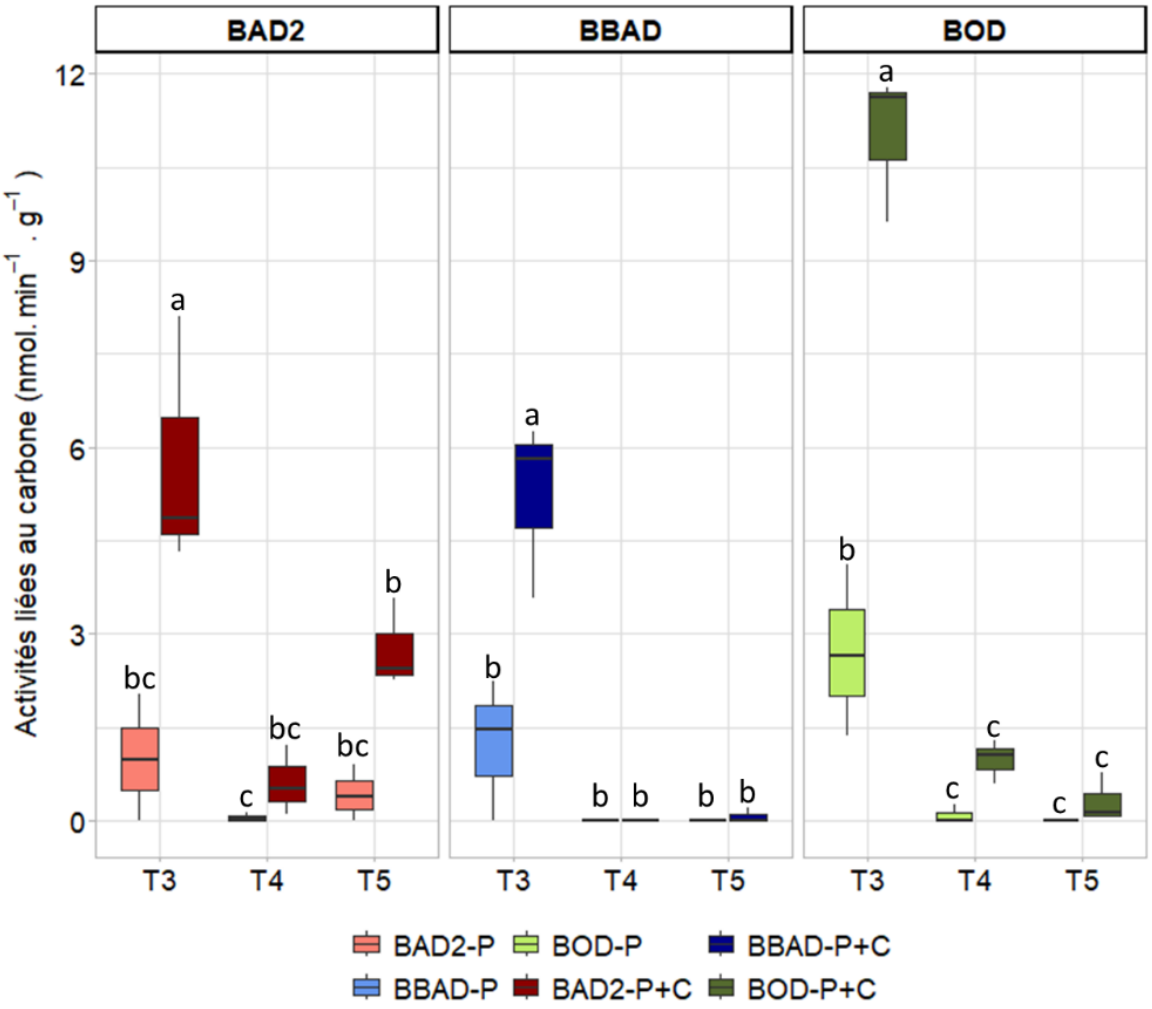


Figure A06.1. Sommes des activités enzymatiques liées au cycle biogéochimique du carbone des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). Les trois sols sont présentés séparément. Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 38).

Annexe 7

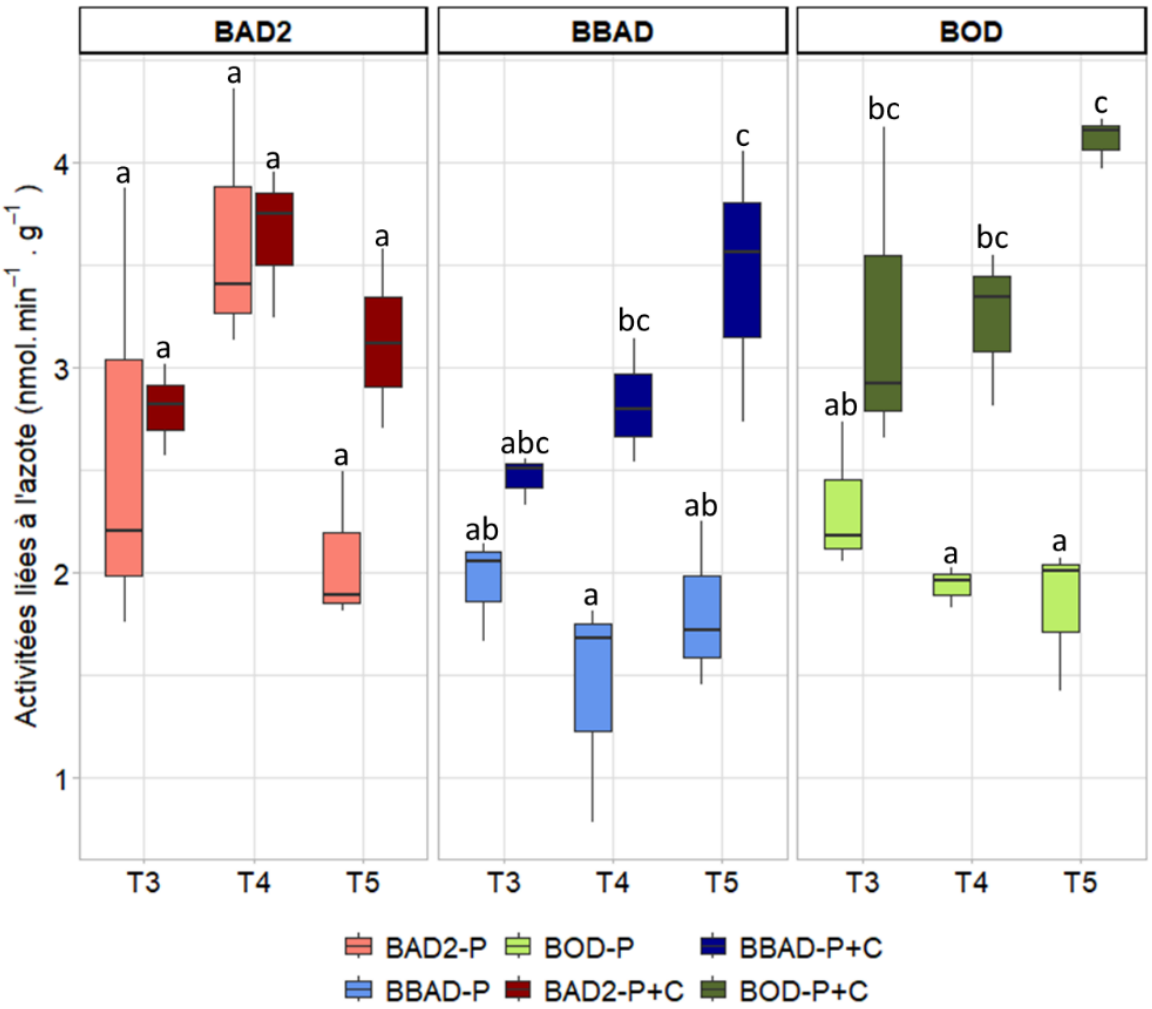


Figure A07.1. Sommes des activités enzymatiques liées au cycle biogéochimique de l'azote des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). Les trois sols sont présentés séparément. Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 38).

Annexe 8

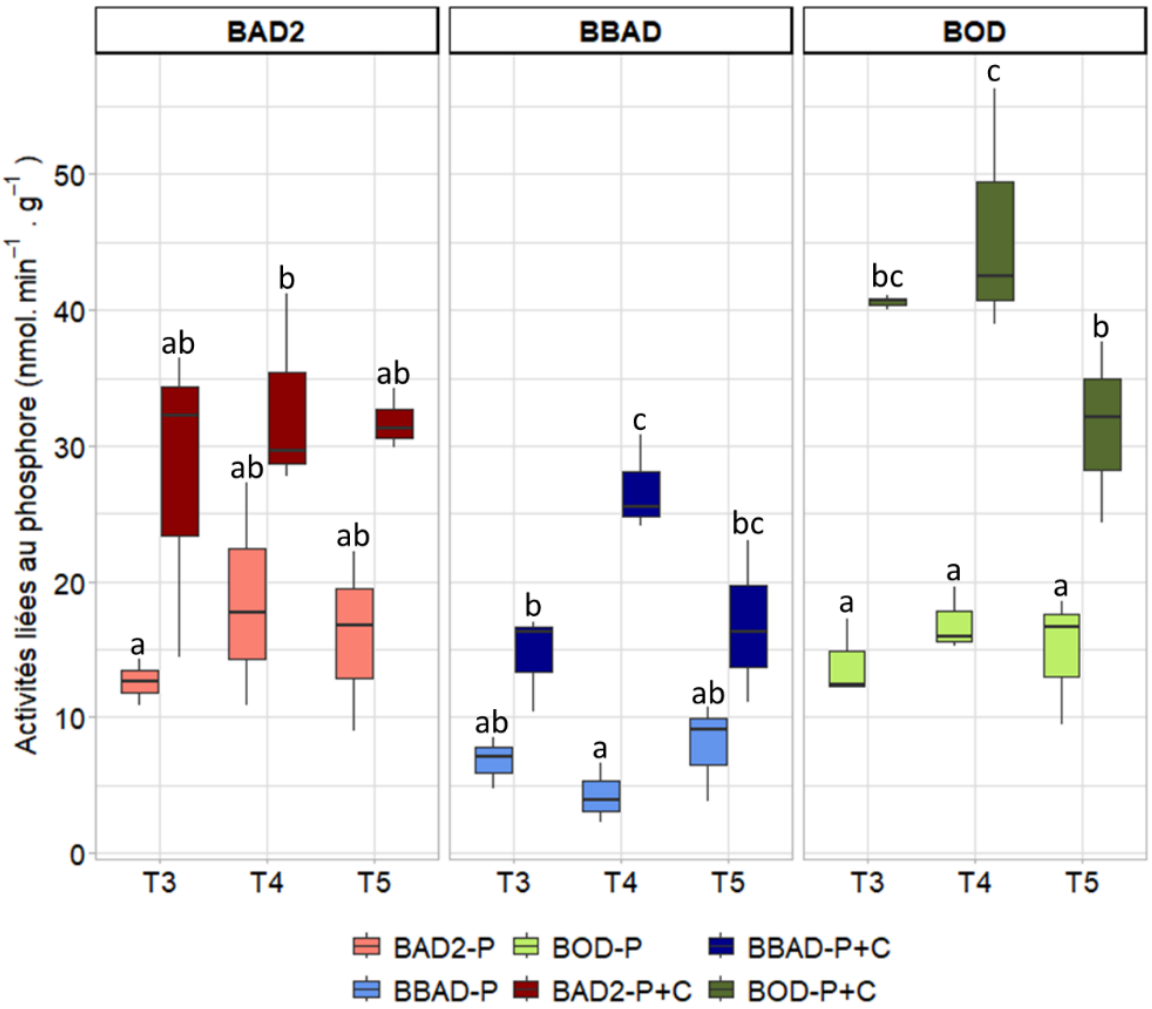


Figure A08.1. Sommes des activités enzymatiques liées au cycle biogéochimique du phosphore des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). Les trois sols sont présentés séparément. Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 38).

Annexe 9

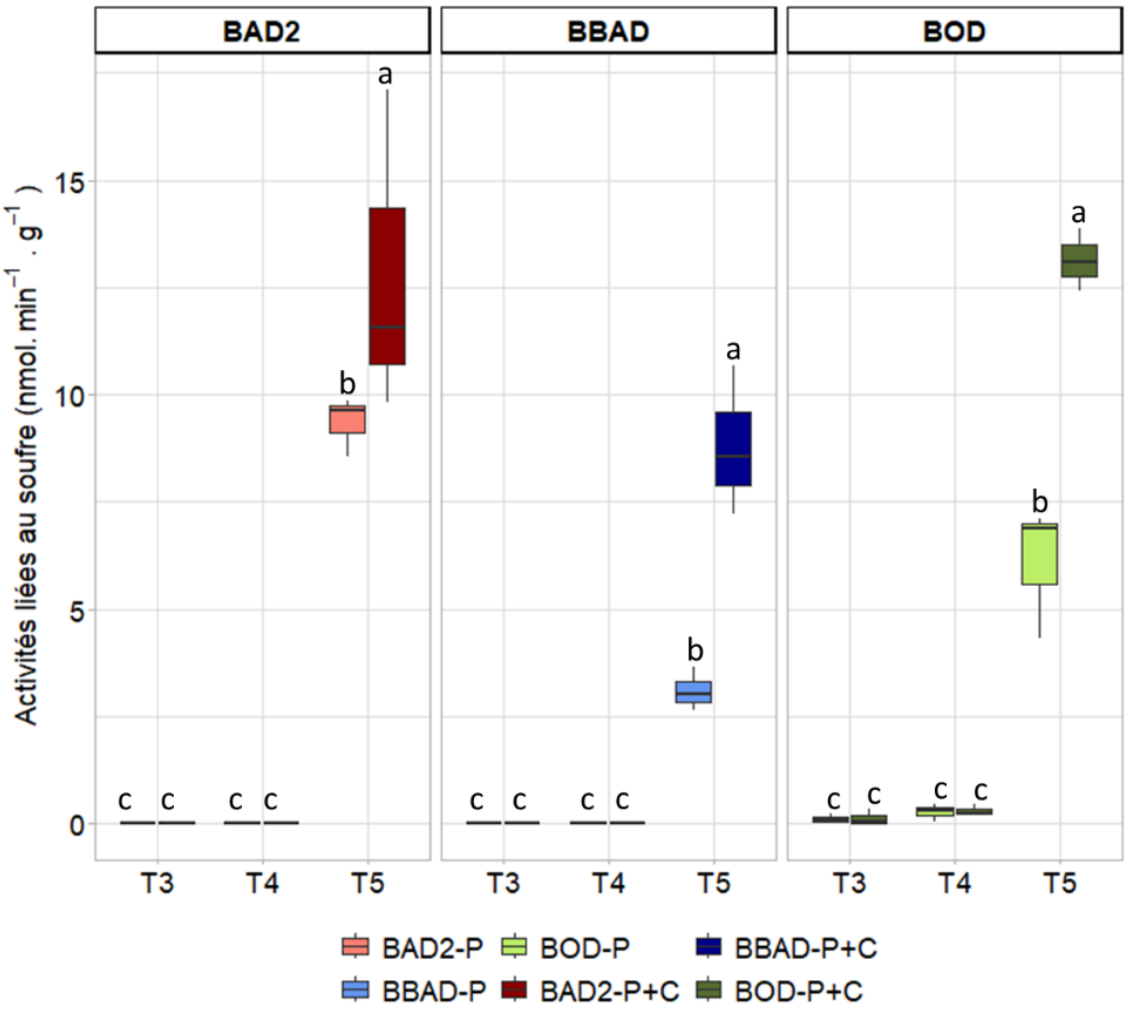


Figure A09.1. Sommes des activités enzymatiques liées au cycle biogéochimique du soufre des sols BAD2, BBAD et BOD en fonction du traitement (P = plante ; P+C = plante + compost) et du temps (T3, T4, T5). Les trois sols sont présentés séparément. Les lettres distinctes indiquent des différences significatives entre les combinaisons temps × traitement pour un sol donné (Tableau 38)

Résumé

Ce mémoire propose une approche intégrée et innovante pour évaluer le fonctionnement et la santé des sols industriels, milieux profondément remaniés et encore peu étudiés malgré les enjeux qu'ils représentent pour les politiques de renaturation et de réhabilitation. L'objectif a été de construire un cadre méthodologique permettant d'appréhender leur complexité, en sélectionnant un nombre restreint d'indicateurs physiques, chimiques et biologiques, en développant des modèles d'évaluation des fonctions du sol et en analysant la pertinence d'indicateurs majoritairement biologiques dans un contexte appliqué de réhabilitation. Un ensemble minimal d'indicateurs a d'abord été défini à partir d'un compromis entre rigueur scientifique et contraintes opérationnelles, en croisant une analyse de la littérature avec des critères de pertinence fonctionnelle, de sensibilité et de faisabilité. Cet ensemble a ensuite été appliqué lors d'une campagne d'échantillonnage menée à deux échelles (profils de sols et sols de surface). Sur cette base, trois modèles ont été développés : un modèle semi-quantitatif à l'échelle du profil, un modèle statistique quantitatif centré sur la surface du sol (0–20 cm) et un modèle intégratif combinant surface et profondeur, mettant en évidence des niveaux de fonctionnement de certains Technosols comparables à ceux de sols peu artificialisés. Enfin, une expérimentation de réhabilitation par amendement organique a montré que des sols dégradés présentent une réelle capacité de réactivation fonctionnelle, marquée par une augmentation de l'activité microbienne et de la production de biomasse. L'ensemble de ces résultats souligne l'intérêt de combiner des diagnostics multi-échelles, d'intégrer les effets temporels et de développer des outils robustes et opérationnels pour accompagner durablement la gestion et la restauration des sols anthropisés.

Abstract

This thesis proposes an integrated and innovative approach to assessing the functioning and health of industrial soils, which are profoundly altered environments that remain poorly studied despite the challenges they pose for renaturation and rehabilitation policies. The objective was to construct a methodological framework for understanding their complexity by selecting a limited number of physical, chemical and biological indicators, developing models for assessing soil functions, and analysing the relevance of predominantly biological indicators in an applied rehabilitation context. A minimal set of indicators was first defined based on a compromise between scientific rigour and operational constraints, combining a literature review with criteria of functional relevance, sensitivity and feasibility. This set was then applied during a sampling campaign conducted at two scales (soil profiles and surface soils). On this basis, three models were developed: a semi-quantitative model at the profile scale, a quantitative statistical model focused on the soil surface (0–20 cm) and an integrative model combining surface and depth, highlighting levels of functioning of certain Technosols comparable to those of soils with little artificial intervention. Finally, an experiment in rehabilitation using organic amendments showed that degraded soils have a real capacity for functional reactivation, marked by an increase in microbial activity and biomass production. All of these results highlight the value of combining multi-scale diagnostics, integrating temporal effects, and developing robust and operational tools to support the sustainable management and restoration of anthropised soils.

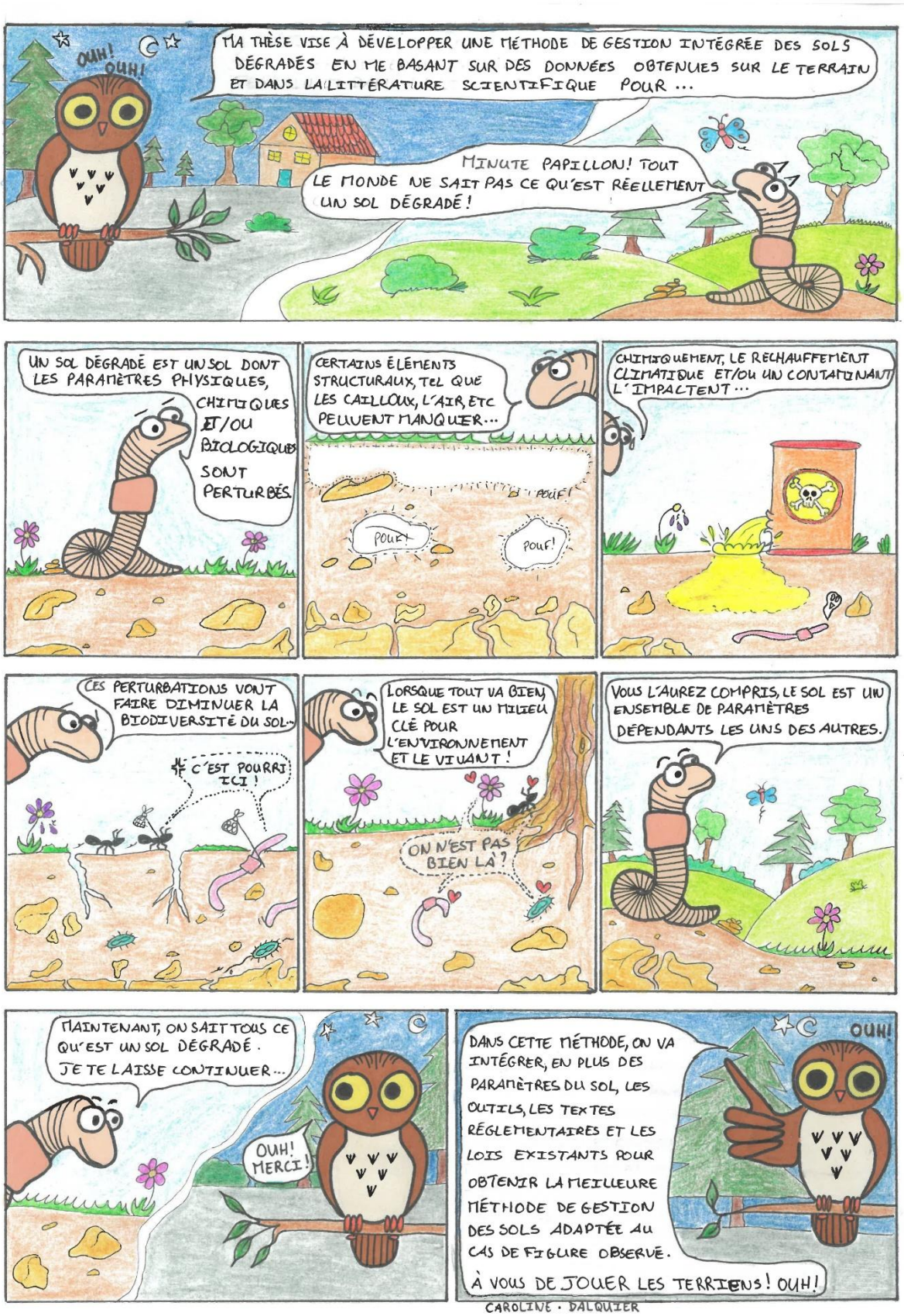


Planche de bande dessiné réalisé dans le cadre d'une formation de l'école doctorale *« Médiation scientifique via la BD »* et abordant la notion de sol dégradé et l'objectif principal de la thèse.