



HAL
open science

Désimperméabilisation des sols urbains : états des lieux des pratiques et mises en oeuvre de génie pédologique pour restaurer des services écosystémiques

Claire Vieillard

► **To cite this version:**

Claire Vieillard. Désimperméabilisation des sols urbains : états des lieux des pratiques et mises en oeuvre de génie pédologique pour restaurer des services écosystémiques. Sciences de la Terre. Agrocampus Ouest, 2024. Français. NNT : 2024NSARD107 . tel-04769878

HAL Id: tel-04769878

<https://theses.hal.science/tel-04769878v1>

Submitted on 6 Nov 2024

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

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

THESE DE DOCTORAT DE

L'INSTITUT AGRO RENNES-ANGERS

ECOLE DOCTORALE N° 642

Ecole doctorale Végétal, Animal, Aliment, Mer, Environnement

Spécialité : Sciences de la Terre et de l'Environnement

Par

Claire VIEILLARD

Désimperméabilisation des sols urbains : état des lieux des pratiques et mises en œuvre de génie pédologique pour restaurer des services écosystémiques

Thèse présentée et soutenue à L'institut Agro Rennes-Angers, le 15 avril 2024

Unité de recherche :

Laboratoire Environnement Physique de la Plante Horticole (L'institut Agro Rennes-Angers, EPHor)

Laboratoire Sols et Environnement (Université de Lorraine – INRAE, LSE)

Thèse N° : 2024-4_D-107

Rapporteurs avant soutenance :

Sabine HOUOT
Béatrice BECHET

Directrice de recherche, INRAE, UMR Ecosys
Directrice de recherche, Université Gustave Eiffel, LEE

Composition du Jury :

Président :

Examineurs : Christophe SCHWARTZ
Philippe BATAILLARD
Christian WALTER

Professeur, Université de Lorraine-INRAE, LSE
Ingénieur Expert, BRGM
Professeur, L'institut Agro Rennes-Angers, UMR SAS

Dir. de thèse : Laure VIDAL-BEAUDET
Co-dir. de thèse : Stéphanie OUVRARD
Co-enc. de thèse : Robin DAGOIS

Professeur, L'institut Agro Rennes-Angers, UP EPHOR
Directrice de recherche, Université de Lorraine-INRAE, LSE
Ingénieur, Plante et Cité

Remerciements

Je tiens à remercier l'ADEME, l'ANRT, le CIBI, l'OFB et Plante & Cité pour les financements dont ce travail a pu bénéficier directement ou indirectement via le projet DESSERT dans lequel cette thèse s'inscrit.

Je voudrais remercier mes directrices, co-directrice et co-directeur de thèse, Robin Dagois, Laure Vidal-Beaudet, Stéphanie Ouvrard, notamment pour m'avoir donné l'opportunité de faire et d'apprendre, et pour m'avoir donné de leur temps et tous leurs conseils. Je voudrais également remercier Caroline Gutleben pour m'avoir accueilli au sein de Plante & Cité.

Je voudrais remercier Marie-Christine Gromaire-Mertz, Anne Blanchart, Samuel Coussy pour avoir accepté de participer aux comités de suivi de thèse, pour leur temps et leurs conseils. Pour avoir accepté d'évaluer ce travail en tant que membre du jury, je remercie Sabine Houot, Béatrice Béchet, Christophe Schwartz, Philippe Bataillard, Christian Walter.

Merci à chaque personne de Plante et Cité que j'ai eu la chance de côtoyer (Claire Courtant, Florence Cadeau, Hélène Veillon, Ludovic Provost, Martine Rusin, Jérôme Bébin, Benjamin Pierrache, Sandrine Larramendy, Mathilde Elie, Maxime Guérin, Pauline Laille, Maxime Dépinoy, Cédric Lemaire, Aurore Micand, Jean-Philippe Teyssier, Baptiste Chassaing, Elaine Cordon, Marine de Bodard, ainsi que Loïse Triollet, Camille Bortoli, Emma Dauphin, Margot Dedieu).

Merci aux techniciens, membres de l'Institut Agro ou du Laboratoire Sols et Environnement, qui m'ont aidé pour les analyses ou les essais expérimentaux (dont Yvette Roussel, Lydia Brialix, Dominique Lemesle, Céline Levron, Cassandra Catrouillet, Romain Goudon, Lucas Charroi).

Je remercie l'ensemble du personnel de l'Institut Agro, en particulier les chercheurs, ingénieurs, techniciens de l'unité Ephor (dont Christophe Ducommun, Sophie Herpin, René Guénon, Christophe Migeon, Patrice Cannavo, Etienne Chantoiseau, Yann Lediagon, Pierre-Emmanuel Bournet, Véronique Beaujean, Jean-Charles Michel), ainsi que le personnel des serres, du secrétariat, de l'accueil, de la reprographie, de la direction de la recherche (dont Christine Durand, David Remond, Katia Allain, Gaëtan Decuiserie, Michel Dubois, Sylvain Couraud, Daniel Sochard, Anaïs Hardouin, Rémi Gardet, Marie-Pierre Louage, Sylvie Guyader, Isabelle Baumgarten, Françoise Prigent).

Merci aux membres de SCE, Wagon Landscaping, D&L pour leur aide, leur temps et notamment pour leur contribution au travail d'enquête. Je remercie également tous les membres du projet Dessert, que j'ai pu côtoyer lors des plénières ou des colloques.

Merci au service Parcs et Jardins de la Métropole de Nancy, à la Direction Transports Déplacements d'Angers Loire Métropole et à l'entreprise RATP Développement, pour avoir mis à disposition les sites expérimentaux, et avoir fait réaliser les travaux d'aménagement sur ces sites.

Merci à tous les doctorants et/ou docteurs que j'ai eu la chance de côtoyer, plus ou moins longtemps, pour votre temps et votre soutien (dont Alice Meyer, Bastien Vajou, Vincente Maas, Dorine Canonne, Antoine Morel, Stan Durand, Alice Kohli, Julien Thierry, Tom

Kunneman, Toky Ramananjatovo, Louise Paillat, Alexis Leray, Louise Eydoux, Lola Czuckerman). Je remercie toutes les personnes que j'ai eu la chance de rencontrer pendant leur stage (dont Juliette, Mélanie, Eva, Nova, Emma, Loli, Soline, Anne, Rachel, Rania, Amira, Yann, Yaël, Moemen, Arnaud, Armand, Franck, Lucas). Merci en particulier à Armand Corbel, qui m'a accompagné dans ce travail dans le cadre de son stage.

Merci à tous ceux que j'ai rencontré depuis le début de ce doctorat, qui ont contribué de près ou de loin à ce travail, qui m'ont aidé, d'une façon ou d'une autre. Je vous suis reconnaissante pour l'enrichissement que vos rencontres m'ont apporté. Ces remerciements écrits ne sont pas proportionnels à la sincérité de la gratitude que j'éprouve à votre égard.

Préambule

Cette thèse CIFRE s'inscrit dans le projet ADEME DESSERT (Désimperméabilisation des sols urbains, services écosystémiques (SE) et résilience des territoires), coordonné par Christophe Schwartz (Université de Lorraine-INRAE). Ce projet est le fruit d'une collaboration entre le Laboratoire Sols et Environnement (LSE) de l'Université de Lorraine-INRAE (ENSAIA / UMR 1120 UL-INRAE), l'association Plante & Cité (P&C), l'Institut Agro (Unités EPHOR et BAGAP), les entreprises SCE, Wagon Landscaping, D&L Enromat et l'université d'Aix-Marseille. L'objectif général est d'émettre des recommandations pour la refunctionalisation des sites dégradés par le scellement urbain, via un outil d'aide à la décision à destination des aménageurs urbains.

Ce travail de thèse a été effectué au sein de l'Unité EPHor de l'Institut Agro à Angers, à P&C et au LSE.

Cette thèse CIFRE et le projet DESSERT ont pu bénéficier du concours précieux des partenaires territoriaux suivants : le service Parcs et Jardins de la Métropole de Nancy, la Direction Transports Déplacements d'Angers Loire Métropole (ALM) et l'entreprise RATP Développement. Ces structures ont mis à disposition les sites expérimentaux de Saint-Barthélémy (49) et Nancy (54) et ont fait réaliser les travaux d'aménagement sur ces sites.

Les soutiens économiques obtenus pour le projet de recherche DESSERT de la part de l'ADEME dans le cadre de l'appel à projet MODEVAL-Urba, de l'OFB et du CIBI, ainsi que le soutien de l'ANRT (Association Nationale de la Recherche Technique) pour la thèse Cifre ont été des moteurs indispensables à la réalisation de ces travaux.

Cette thèse à caractère opérationnel s'insère au niveau de la tâche 2 du projet DESSERT, visant à synthétiser des retours d'expériences de descellement, et dans la tâche 3 visant à expérimenter des méthodes de descellement impliquant le génie pédologique (Chapitres 2, 4, 5 de la thèse). Les résultats de ces différents travaux contribuent à la tâche 4, visant à élaborer une méthodologie de descellement (e.g., typologie - critères d'entrée). Il s'agira également de discuter des paramètres pertinents pour servir d'indicateurs des bénéfices du descellement, ainsi que des compromis entre le niveau d'intervention et les objectifs d'usages et d'enjeux (chapitre 6). En outre, cette thèse a contribué à la tâche 5 par

la dissémination des résultats de la recherche auprès du monde scientifique et des acteurs des aménagements urbains.

Le chapitre 2 de ce travail de thèse a fait l'objet d'un article intitulé « *How soil desealing practices change urban land-use and soil ecosystem services ?* », écrit avec les trois directeurs/directrices de thèse, Christophe Schwartz, Maïwenn Lothodé (SCE), François Vade pied, Mathieu Gontier (Wagon Landscaping). Cet article a été soumis en 2023 à plusieurs revues (*Urban Forestry and Urban Greening, Landscape and Urban Planning, Cities, Journal of Environmental Managament, Geoderma Regional*). Au vu des suggestions de corrections de la revue *Geoderma Regional*, une seconde version sera proposée à cette revue. Le chapitre 4 fait l'objet d'un article en cours de rédaction.

Table des matières

Remerciements	1
Préambule.....	3
Liste des abréviations	7
Liste des figures.....	8
Liste des tableaux	10
Liste des annexes.....	12
Introduction générale.....	15
Chapitre 1. Etat de l'art	19
1.1. L'artificialisation des sols.....	20
1.1.1. Définition des sols artificialisés et imperméabilisés.....	20
1.1.2. Localisation et évolution de l'artificialisation et de l'imperméabilisation des sols.....	20
1.1.3. Place des sols artificialisés, scellés et urbains dans les classifications pédologiques	22
1.2. Les sols scellés	24
1.1.1. Le scellement entraîne une perte de fonctionnalité et de services	24
1.2.2. Description des revêtements imperméables et des horizons sous-jacents.....	28
1.2.3. Conséquences du scellement sur les caractéristiques des sols à l'échelle du profil.....	31
1.3. Le descellement des sols	36
1.3.1. Clarification conceptuelle.....	36
1.3.2. Liens sémantiques entre les concepts de descellement, de renaturation, désartificialisation et de solutions fondées sur la nature	38
1.3.3. Des leviers législatifs, réglementaires et fiscaux du descellement urbain.....	39
1.3.4. Un concept récent, encore peu étudié	42
1.3.5. Apport de la littérature scientifique sur l'évolution des sols après descellement.....	43
1.3.6. Réutilisation in-situ et refonctionnalisation des sols descellés par génie pédologique	45
Démarche globale de la thèse et problématiques	49
Chapitre 2. Acquisition de connaissances sur les pratiques de descellement et les sols descellés.....	53
2.1. Introduction.....	54
2.2. Méthode.....	54
2.2.1. Stratégie de collecte des données.....	54
2.2.2. Informations collectées	55
2.3. Description générale des projets de désimperméabilisation collectés.....	59
2.3.1. Dates, lieux et surfaces des opérations de désimperméabilisation collectées.....	59
2.3.2. Caractéristiques des sols avant et après désimperméabilisation	68
2.4. Discussion	72
2.4.1. Le descellement des sols contribuera à résoudre des problèmes environnementaux urbains .	72
2.4.2. Quelle durabilité des projets de désimperméabilisation ?	80
2.4.3. Une absence de suivi post-descellement	82
2.5. Synthèse du chapitre.....	83
Chapitre 3. Matériels et méthodes	85
3.1. Essais en conditions de terrain.....	86
3.1.1. Présentation des sites expérimentaux	86
3.1.2. Design expérimental des essais in-situ.....	97
3.1.3. Suivi des sites-pilotes	102
3.1.4. Matériaux utilisés dans les essais en conditions contrôlées	106
3.2. Expérimentation en conditions contrôlées	108
3.2.1. Dispositif expérimental	108

3.2.2. Mise en place des essais en conditions contrôlées.....	111
3.2.3. Paramètres mesurés et stratégie d'échantillonnage des essais	113
3.3. Techniques analytiques utilisées dans les différents essais.....	116
3.4. Traitements statistiques des données et analyses statistiques	127
Chapitre 4. Évaluation en conditions contrôlées de la fertilité agronomique de substrats formulés à partir de matériaux issus de sols descellés	129
4.1. Caractérisation physique et hydrique	130
4.1.1. Les matériaux	130
4.1.2. Propriétés physiques et hydriques des mélanges binaires et ternaires	134
4.1.3. Analyse multivariée et synthèse	138
4.2. Fertilité chimique	141
4.2.1. Caractérisation agronomique des matériaux initiaux utilisés.....	141
4.2.2. Fertilité chimique des substrats de granulats seuls	144
4.2.3. Fertilité chimique des mélanges avec compost	148
4.2.4. Effet de l'enrobé concassé sur la fertilité chimique des substrats.....	151
4.2.5. Synthèse de la fertilité chimique des formulations testées.....	152
4.2.6. Développement du couvert herbacé des substrats	154
4.2.7. Analyse bivariée et multivarié du développement herbacé et de la fertilité des substrats	159
4.3. Innocuité de substrats à base de granulats de voirie et d'enrobé bitumineux concassé	164
4.3.1. Niveau de contamination	164
4.3.2. Evaluation de la lixiviation d'éléments traces métalliques	166
4.3.3. Evaluation de la contamination en ETMs dans les parties aériennes de <i>L. perenne</i>	167
4.4. Synthèse du chapitre.....	168
Chapitre 5. Suivi <i>in situ</i> des fonctions de sols descellés pour une végétalisation urbaine	171
5.1. Résultats	172
5.1.1. Compartiment sol.....	172
5.1.2. Caractérisation du couvert herbacé.....	184
5.1.3. Résultats du Tea Bag Index, indicateur de l'activité biologique de dégradation	199
5.2. Discussion	204
5.2.1. Fonctions assurées ou potentielles de sols descellés selon différentes méthodes	204
5.2.2. Evolution précoce des sols descellés.....	209
5.2.3. Colonisation et continuités écologiques	213
5.3. Conclusion	216
Chapitre 6. Discussion générale	217
6.1. Les fonctions et services rendus par les sols descellés	218
6.1.1. Bilan des résultats obtenus par les essais expérimentaux.....	218
6.1.2. Des services rendus par l'écosystème de sol de voiries descellées et du couvert végétal.....	222
6.1.3. Indicateurs de fonctionnalité de sols descellés.....	226
6.2. Méthodologie de refonctionnalisation de sols descellés.....	228
6.3. Quelle représentativité des sols descellés étudiés ?.....	231
6.3.1. Représentativité des sites-pilotes et des méthodes de descellement.....	231
6.3.2. Représentativité des résultats des essais expérimentaux	231
6.4. Potentiel de descellement et insertion dans les trames écologiques.....	234
Conclusion générale du mémoire	236
Références bibliographiques	238
Annexes.....	250

Liste des abréviations

ADEME	Agence de la transition écologique
ARB	Agence Régionale de la Biodiversité
A-SBA	Site d'Angers - Saint-Barthélémy d'Anjou
CE	Conductivité électrique
CEC	Capacité d'échange cationique
CLC	Corinne Land Cover
CNFPT	Centre National de la Fonction Publique Territoriale
C _{org}	Teneur en carbone organique
DOO	Document d'orientation et d'objectifs (relatif à un SCoT)
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
DV	compost de Déchets Verts
EC	Enrobé bitumineux Concassé
ETMs	Eléments Traces Métalliques
GA	Granulat du parking descellé du site A-SBA
GEPU / GIEPU	Gestion (intégrée) des eaux pluviales urbaines
GN	Granulat du chemin descellé du site N-PSM
ICU	Ilot de chaleur urbain
MVA	Masse volumique apparente
N-PSM	Site de Nancy Parc Sainte-Marie
N _{tot}	Teneur en azote total
OFB	Office Français de la Biodiversité
P&C	Plante et Cité
P _{olsen}	Teneur en phosphore disponible (méthode oslen)
PST	Partie supérieure des terrassements
SCOS	Stocks de carbone organique des sols
SDAGE	Schéma Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SE	Services écosystémiques
SfN	Solutions Fondées sur la Nature
SIG	Système d'Information Géographique
TL	Teruti-Lucas
TVE	Teneur en eau volumique
TV	Terre végétale
v/v	Equivalent volume

Liste des figures

Figure 1: Le descellement des sols (journée technique "Des solutions pour la ville de demain : vers une renaturation des sols").....	17
Figure 2: Evolution des surfaces artificielles imperméables à l'échelle de chaque continent.....	21
Figure 3: Diversité des sols rencontrés en milieu urbain	22
Figure 4: Profils de sols scellés de voirie.	30
Figure 5: Illustration de profils de sols scellés de voirie avec revêtement en enrobé hydrocarboné ..	32
Figure 6: Variations annuelles de la température du sol, de 1990 à 1992, à 3 profondeurs.....	34
Figure 7: Mesures biologiques comparant différentes occupations de sol à plusieurs profondeurs sur des profils réalisés à Pékin (Chine).	35
Figure 8 : Deux grandes possibilités de trajectoire d'un descellement et les différentes techniques possibles en fonction des objectifs visés et des contraintes présentes, partant de l'état initial scellé jusqu'à l'état final fonctionnel végétalisé ou non.	37
Figure 9: Exemple de descellement de l'esplanade Saint-Louis au château de Vincennes	48
Figure 10: Schéma de synthèse résumant la démarche globale, les questions scientifiques et les méthodes mises en œuvre dans la thèse.....	52
Figure 11: Nombre d'opérations de désimperméabilisation par an entre 2006 et 2021.	59
Figure 12: Localisation en Europe des opérations de désimperméabilisation collectées.	60
Figure 13: (a) Surface des sites de désimperméabilisation et (b) rapport entre la surface désimperméabilisée et la surface totale du site.	61
Figure 14: Types de zones paysagères avant et après désimperméabilisation.	63
Figure 15: Usages après désimperméabilisation pour les 42 sites ayant un seul usage initial.....	64
Figure 16: Usages après désimperméabilisation pour les 12 sites ayant deux usages initiaux.	65
Figure 17: Objectifs des opérations de désimperméabilisation considérés par les porteurs de projet, classés en termes d'importance à partir d'une liste de 15 catégories.....	67
Figure 18: Traitement (réutilisation ou élimination) de sol pour une désimperméabilisation.	68
Figure 19: Revêtements perméables mis en place dans le cadre d'une opération de désimperméabilisation et illustrations des types de revêtements perméables	70
Figure 20: Schématisation d'un espace urbain contraint typique, une voirie, re-pensée pour un aménagement avec descellement et augmenter les usages sur la même surface.....	80
Figure 21 : Localisation du site expérimental Irigo, Saint-Barthélémy d'Anjou (A-SBA).....	87
Figure 22: Localisation du site expérimental du parc Sainte-Marie, Nancy (N-PSM).	89
Figure 23: Profil pédologique avec photographie et interprétation schématique pour A-SBA.....	91
Figure 24: Evolution d'usage du site A-SBA et des alentours. (a) 1949, (b) 2020.	92
Figure 25 : Profil pédologique avec photographie et interprétation schématique pour N-PSM.....	94
Figure 26: Evolution d'usage du site N-PSM et des alentours. (a) 1958, (b) 2020.....	95
Figure 27: Profils racinaires du site N-PSM et localisation des profils dans la fosse pédologique.	96
Figure 28: Schématisation des modalités expérimentales mises en place in situ.	99
Figure 29: Plan du dispositif in situ, avec la localisation des points d'échantillonnage, les dimensions des parcelles expérimentales et l'emplacement des fosses pédologiques. (a) A-SBA, (b) N-PSM	104
Figure 30: Schématisation de la stratégie d'échantillonnage des modalités expérimentales dans le cadre du suivi de terrain.....	105
Figure 31: Origine et traitement appliqués sur les différents matériaux utilisés dans l'expérimentation en conditions contrôlées d'une part et dans l'expérimentation de terrain d'autre part.	106
Figure 32: Schématisation des microcosmes de l'expérimentation en conditions contrôlées.....	110
Figure 33: Illustrations des tablettes avec les pots contenant les formulations de sols descellés.	111
Figure 34: Schéma de la stratégie d'échantillonnage des formulations étudiées.	115
Figure 35: (a) Echelle et codage utilisé pour estimer le recouvrement de la strate herbacée et (b) représentation schématique de plusieurs taux de recouvrement de végétation	123
Figure 36: Schéma de la méthode d'estimation du recouvrement herbacé en analyse d'image	123

Figure 37: Schématisation du principe de la méthode "Tea Bag Index"	126
Figure 38 : Courbes granulométriques des matériaux initiaux.	131
Figure 39: Courbes de rétention d'eau avant et après suivi pour les granulats et la terre végétale..	134
Figure 40 : Macro et micro porosité pour les formulations avec (a) GA ou (b) GN.	136
Figure 41: Courbes de rétention d'eau pour les différentes modalités avec (a) GA ou (b) GN.	137
Figure 42 : Projections des individus et des variables dans le plan de l'analyse en composantes principales (ACP) de variables physiques des substrats et des proportions de matériaux (GA, GN, EC, DV, TV) pour les modalités avec (a) GA et (b) GN.	140
Figure 43: Synthèse des résultats des paramètres physico-hydriques pour les formulations de substrats testées avec (a) GA, (b) GN, et comparaison avec TV-DV..	141
Figure 44 : Fertilité chimique des substrats avec (a) GA, (b) GN.....	147
Figure 45 : Synthèse des résultats des paramètres physico-chimiques des substrats.	153
Figure 46 : Illustration du développement du ray-grass après un mois de suivi	154
Figure 47: Production de biomasse sèche aérienne de Lolium perenne pour les modalités avec (a) GA et (b) GN, ainsi que pour TV-DV	155
Figure 48 : Evolution de la hauteur maximale du ray-grass au cours du suivi pour (a) les modalités avec GA ainsi que TV-DV et (b) pour TV-DV et les modalités avec GN.....	156
Figure 49: Régression linéaire de la biomasse sèche moyennée du ray-grass en fonction de la hauteur maximale moyennée du ray-grass (données des deux coupes rassemblées), pour chaque modalité	160
Figure 50: Projections des individus et des variables dans le plan de l'analyse en composantes principales (ACP), pour la fertilité chimique des substrats et le développement du ray-grass des modalités avec (a) GA et (b) GN.	162
Figure 51: Projections des individus et des variables caractérisant le développement quantitatif et qualitatif du ray-grass dans le plan de l'analyse en composantes principales (ACP) pour les modalités avec (a) GA et (b) GN.	163
Figure 52: Représentation synthétique des résultats pour chaque fonction étudiée, comparaison des formulations et effets des matériaux, en lien avec leurs caractéristiques physico-chimiques.	169
Figure 53: Température moyenne journalière du sol de chaque modalité de (a) A-SBA (b) N-PSM..	174
Figure 54: Températures minimales, moyennes et maximales pour la période de novembre 2022 à août 2023, ainsi que les températures normales saisonnières (période 1981-2010) pour les minimales, maximales et moyennes, pour (a) A-SBA, (b) N-PSM.....	173
Figure 55 : Cumul mensuel des précipitations et écarts aux normales 1981-2010 des précipitations mensuelles, pour (a) A-SBA, (b) N-PSM.....	176
Figure 56: Teneur en eau volumique moyenne journalière du sol (moyennes des deux sondes), selon les différentes modalités de descellement pour le site (a) A-SBA, (b) N-PSM.....	177
Figure 57 : Conductivité électrique moyenne journalière du sol (moyenne des deux sondes), selon les différentes modalités de descellement pour le site (a) A-SBA, (b) N-PSM..	178
Figure 58: Corrélogramme entre les variables des sondes pour (a) A-SBA, (b) N-PSM	179
Figure 59: Recouvrement herbacé pour chaque modalité de sol, sites et mois de mesure	186
Figure 60: Photographies du couvert herbacé le 12/05/2023 pour chaque modalité de A-SBA.....	187
Figure 61: Photographies du couvert herbacé le 20/08/2023 pour chaque modalité de N-PSM.	188
Figure 62: Biomasse herbacée sèche pour chaque modalité, site et coupe.....	189
Figure 63: Nombre d'espèces semées et spontanées de chaque modalité, mois de mesure et site.	192
Figure 64: Nombre de familles végétales identifiées sur chaque modalité, site et mois de mesure	192
Figure 65: Diversité herbacée du semis (présence et stade) pour chaque modalité, site et mois.	193
Figure 66: Projections des variables caractérisant la végétation dans le plan de l'analyse en composantes principales (ACP) pour (a) A-SBA, (b) N-PSM.....	195
Figure 67: Projection des individus pour les données du site A-SBA, et identifiés selon (a) les mois d'échantillonnage et (b) les modalités de descellement testées.....	196
Figure 68: Projection des individus pour les données du site N-PSM, et identifiés selon (a) les mois d'échantillonnage et (b) les modalités de descellement testées.....	197

Figure 69: Taux de dégradation de la matière organique (a) Rooibos, (b) thé Sencha pour les différentes modalités de sol du site A-SBA.....	199
Figure 70: Taux de dégradation de la matière organique (a) Rooibos, (b) thé Sencha pour les différentes modalités de sol du site N-PSM.....	200
Figure 71: Taux k de dégradation initiale du rooibos en fonction du facteur de stabilisation S représentant l'effet inhibiteur des conditions environnementales sur la décomposition de la matière organique, permettant de discriminer les différentes modalités de sol du site A-SBA (couleurs), avec les barres d'erreurs (erreur standard).....	202
Figure 72: Taux de dégradation in situ k et facteur de stabilisation S discriminant les différentes modalités de sol du site N-PSM (couleurs), avec les barres d'erreurs (erreur standard).	203
Figure 73: Bilan des résultats des essais in situ, quant aux fonctionnalités assurées par les différentes modalités de sol et leur comparaison.	205
Figure 74: Fonctionnalités évaluées pour des sols descellés selon différentes méthodes à court terme, et évolution attendue à long terme	211
Figure 75: Résumé des étapes suivies au cours des chapitres et principaux résultats obtenus.....	221
Figure 76: Indicateurs mesurés sur les sols, et fonctions et services écosystémiques associés.....	226
Figure 77: Modèle proposé de refonctionnalisation de sols descellés de voirie par génie pédologique	230

Liste des tableaux

Tableau 1: Stocks moyens de carbone organique de sols imperméabilisés de différentes unités urbaines du monde.	26
Tableau 2: Services écosystémiques et disservices rendus par le végétal en ville (arbres en particulier) et donc impactés par le scellement des sols.....	28
Tableau 3: Propriétés physiques des revêtements de scellement.....	31
Tableau 4: Valeurs guides de certaines propriétés physico-chimiques du sol, utilisées pour estimer sa fertilité.....	46
Tableau 5: Fonctions étudiées dans le cadre de ce mémoire et services écosystémiques associés	51
Tableau 6: Groupes de questions et synthèse des informations demandées pour chaque groupe	56
Tableau 7 : Classification des espaces paysagers urbains et des usages urbains associés	62
Tableau 8: Climats de chaque site expérimental	86
Tableau 9: Description synthétique des sites pilotes.....	88
Tableau 10: Composition des formulations testées dans le cadre de l'expérimentation sous serre, avec la proportion des différents matériaux.....	109
Tableau 11: Masse volumique apparente des différents matériaux et mélanges (modalité expérimentale) et masse des mélanges contenus dans les pots.	112
Tableau 12: Texture des granulats et de la terre végétale, avant le suivi.....	131
Tableau 13: Masse volumique apparente des matériaux, déterminée avant le suivi par méthode de compaction en laboratoire, calculées à partir des mélanges mis dans les pots, et déterminées après le suivi à partir des résultats de courbes de rétention en eau.....	132
Tableau 14 : Porosité et réserve utile en eau des granulats de voirie avant et après suivi, et de la terre végétale après suivi.	133
Tableau 15: Masse volumique apparente des mélanges, déterminé par méthode de compaction au laboratoire avant suivi, calculées à partir des masses mises dans les pots, ou déterminées après le suivi à partir des résultats des courbes de rétention en eau.	135
Tableau 16 : Valeurs moyennes des réserves utiles en eau et des masses volumiques apparentes calculées via les mesures de rétention en eau post-suivi	137
Tableau 17: Caractéristiques chimiques des matériaux caractérisés avant suivi	143
Tableau 18: Valeurs comparatives de propriétés physiques et chimiques de composts de déchets verts extraites de la littérature scientifique.....	143

Tableau 19 : Teneurs en éléments extraits par la méthode à la cobaltihexamine pour les différentes modalités mesurées à la fin du suivi	145
Tableau 20 : Corrélations entre la proportion de compost et certains paramètres du sol	149
Tableau 21 : Teneurs en métaux-traces des matériaux caractérisés avant le suivi	164
Tableau 22 : Valeurs de la teneur en éléments traces métalliques (ETMs) dans la solution du sol et comparaison avec un seuil officiel et avec la littérature.....	167
Tableau 23: Fonctions principales étudiées dans le cadre de cette expérimentation.....	171
Tableau 24 : Valeurs moyennes et plage de valeurs minimales à maximales de la température, teneur en eau volumique et conductivité électrique du sol, pour chaque site et chaque modalité de sol. ...	172
Tableau 25 : Caractéristiques physiques (texture et masse volumique compactée) des composts de déchets verts et des terres végétales utilisés sur les deux sites expérimentaux, avant suivi.....	181
Tableau 26: Caractéristiques agronomiques des composts de déchets verts et des terres végétales utilisés sur les sites expérimentaux, avant suivi.....	181
Tableau 27: Synthèse pour chaque site des effets de la décompaction, d'un amendement organique de compost de déchets verts ou d'une reconstitution de sol, sur les caractéristiques physico-chimiques, classement croissant de ces résultats, et niveau assuré pour les services écosystémiques associés.	184
Tableau 28: Synthèse pour chaque site des effets de la décompaction, d'un amendement organique de compost de déchets verts ou d'une reconstitution de sol, sur le développement quantitatif (biomasse, recouvrement) et qualitatif (diversité semée et spontanée) du couvert herbacé, classement croissant de ces résultats, et niveau assuré pour les services écosystémiques associés.	198
Tableau 29: Synthèse, pour chaque site, des effets de la décompaction, d'un amendement organique de compost de déchets verts ou d'une reconstitution de sol sur les taux de dégradation des matières organiques labiles, classement croissant de ces résultats, et niveau assuré pour la fonction de recyclage des matières organiques.	204

Liste des annexes

Annexe 1: Intégration du descellement des sols dans les documents d'urbanisme français.....	250
Annexe 2: Études scientifiques recensées portant sur le descellement des sols urbains	251
Annexe 3: Message d'accueil et extrait du questionnaire «Désimperméabilisation des sols urbains»	256
Annexe 4: Catégories des structures membres du réseau de P&C et nombre par catégorie	258
Annexe 5: Réponses de l'enquête sur les rôles de la structure représentée par le répondant.....	258
Annexe 6: Illustrations d'un gain d'usage dans le cadre de deux opérations (a et b) de désimperméabilisation identifiées dans l'enquête.....	258
Annexe 7: Résultats de l'enquête sur les sources de financement des projets.....	259
Annexe 8: Schématisation des opérations de descellement de trottoirs ou micro-descellement....	259
Annexe 9: Création du jardin Asphalte Jungle par l'entreprise Wagon Landscaping.	260
Annexe 10: Parcelles expérimentales du site N-PSM, juste après les travaux (26/01/2022)	260
Annexe 11: site A-SBA lors de la phase travaux (le 15/11/2021).....	260
Annexe 12: Matériaux utilisés dans les substrats de l'expérimentation en conditions contrôlées....	261
Annexe 13: Récapitulatif des paramètres mesurés sur chaque matériau	262
Annexe 14: Sondes réflectométrique enterrées dans les parcelles in situ et centrale de mesure....	263
Annexe 15: Illustrations de mesures réalisées au laboratoire.	262
Annexe 16: Récapitulatif des paramètres mesurés sur les modalités des expérimentations en conditions contrôlées et en conditions de terrain, et le lieu de mesure	264
Annexe 17: Matrice des coefficients de corrélation de spearman obtenue entre les variables hydro-physiques des matériaux initiaux (GA, GN, TV, EC) et des formulations après suivi (GA, GA-EC, GA-DV, GA-EC-DV et de même avec GN).	265
Annexe 18: Résultats du tassement moyen des substrats dans les pots.....	265
Annexe 19: pH mesuré sur l'eau prélevée au rhizon pour les substrats avec (a) GA (b) GN et TV-DV	266
Annexe 20: Conductivité électrique de l'eau prélevée au rhizon, pour les substrats avec (a) GA, (b) GN, et TV-DV.....	266
Annexe 21: Matrice des coefficients de corrélations entre les différentes variables caractérisant les modalités testées et les proportions des différents matériaux (GA, GN, EC, DV, TV)..	267
Annexe 22: Ratio C_{org}/N_{tot} des modalités testées avec le granulat (a) GA ou (b) GN, et TV-DV	267
Annexe 23: Corrélations significatives entre le pH mesuré sur le substrat et le pH mesurée sur l'eau des pores (moyenne des deux mesures), et de même pour la conductivité électrique	268
Annexe 24: Significativité et paramètres des régressions linéaires du pH du substrat en fonction du pH de la solution et de même pour la conductivité électrique, pour les modalités avec GA ou avec GN.	268
Annexe 25: Différences de pH et de conductivité électrique entre le substrat et l'eau prélevée au rhizon (moyenne des deux mesures), pour chaque modalité.....	268
Annexe 26: Concentrations en éléments traces métalliques et macroéléments dans les échantillons d'eau des modalités, pour la première (T1) et la deuxième (T2) période de mesure	269
Annexe 27: Développement au 14/06/2022 du ray-grass en pots.	271
Annexe 28: Colonisation racinaire (<i>L. perenne</i>) des pots de substrats expérimentaux, à travers le géotextile tapissant le fond du pot, et dans la masse de substrat.....	271
Annexe 29: Biomasse de <i>L. perenne</i> pour chaque coupe et biomasse totale pour chaque modalité	272
Annexe 30: Résultats des tests de comparaison intermodalités pour les hauteurs de <i>L. perenne</i>	273
Annexe 31: Teneur en éléments traces des parties aériennes de <i>L. perenne</i> à la fin du suivi.....	274
Annexe 32: Conditions ambiantes sous serre durant la période de suivi.	275
Annexe 33: Matrice des corrélations des variables caractérisant les parties aériennes du ray-grass et les proportions des matériaux..	276
Annexe 34: Résultats des régressions linéaires de la biomasse sèche du ray-grass en fonction du logarithme de la hauteur, pour la première coupe, la seconde coupe ou les deux réunies.	276
Annexe 35: Teneurs en hydrocarbures totaux et aromatiques polycycliques de l'enrobé de A-SBA.	277
Annexe 36: Résultats d'analyse de la présence d'amiante de l'enrobé de A-SBA.....	277

Annexe 37: Corrélations significatives entre sondes, pour la température, teneur en eau volumique et conductivité électrique du sol	277
Annexe 38: Graphique de dispersion donnant la relation linéaire de la température entre les deux sondes implantées dans une parcelle donnée, pour le site (a) A-SBA, (b) N-PSM.....	278
Annexe 39: Graphique de dispersion donnant la relation linéaire de la teneur en eau volumique entre les deux sondes implantées dans une parcelle donnée, pour le site (a) A-SBA, (b) N-PSM	278
Annexe 40: Différence moyenne (moy) et maximale (max) de résultat entre les deux sondes de chaque parcelle (modalité) de chaque site.....	280
Annexe 41: Photographies du couvert herbacé obtenu pour A-SBA.....	281
Annexe 42: Photographies du couvert herbacé obtenu au 22/11/2022 pour le site-pilote N-PSM...	282
Annexe 43: Liste d'espèces relevées sur les quatre sessions d'échantillonnages	283
Annexe 44 : Résultats graphiques de l'AFC des données de diversité herbacée de A-SBA, pour les espèces présentent dans au moins 3 relevés au cours du suivi.....	286
Annexe 45 : Résultats graphiques de l'AFC des données de diversité herbacée de N-PSM, pour les espèces présentent dans au moins 3 relevés au cours du suivi.....	286
Annexe 46 : Corrélations des variables caractérisant la végétation, pour chaque site et modalité de sol, tous mois d'échantillonnage confondus..	286
Annexe 47: Graphique de dispersion et régression linéaire du recouvrement herbacé en fonction de la biomasse herbacée surfacique pour (a) A-SBA, (b) N-PSM.....	287
Annexe 48: Taux de dégradation moyen du thé Sencha et du rooibos pour chaque site, modalité de sol et session d'échantillonnage, et résultats des tests statistiques de comparaison inter-campagnes.	287
Annexe 49: Masse de litière sèche pour chaque modalité et session d'échantillonnage	288
Annexe 50: Corrélations entre la masse de litière arborée surfacique et la biomasse herbacée sèche surfacique pour chaque site et modalité de sol, tous mois d'échantillonnage confondus.	288
Annexe 51: Exemples de traces d'animaux sur A-SBA.	288

Introduction générale

Les villes de demain sont pensées par les aménageurs et acteurs locaux (urbanistes, architectes, écologues, chargé d'études, etc.) et par les citoyens comme durables, résilientes, et garantissant des conditions de vie acceptables. Cependant, ces espaces contraints concentrent de nombreux enjeux sociaux, économiques et environnementaux : gestion des eaux pluviales urbaines (GEPU) et réduction du risque d'inondation, amélioration du confort thermique et lutte contre le phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU), accès pour tous à des espaces verts de proximité afin de réduire les inégalités de cadre de vie, maintien de la biodiversité et développement des continuités écologiques, amélioration de la qualité de l'air, etc. Il est ainsi nécessaire d'augmenter les bénéfices tirés des espèces, des écosystèmes et de leurs fonctionnalités, à savoir l'approche par les services écosystémiques (SE) (MEA, 2005). Les fonctions des écosystèmes correspondent aux interactions biologiques, chimiques et physiques entre ses composants (Boyd & Banzhaf, 2007). De ces fonctions découlent les SE, en tant que composants utilisés, consommés ou appréciés par les êtres humains, qui peuvent être estimés pour le sol (compartiments biotiques et abiotiques) avec sa couverture (végétalisée ou non) (Boyd & Banzhaf, 2007; Lothodé et al., 2020). Le concept de SE permet d'avoir un élément de langage commun, compréhensible et approprié pour l'ensemble des acteurs impliqués dans la gestion des territoires urbains.

La conception des espaces urbains doit donc être repensée pour intégrer davantage la faune et la flore, les cycles biogéochimiques (eau, carbone, etc.), et les ressources en sols. Dans cette optique, les acteurs de l'aménagement, et en particulier les collectivités territoriales, s'intéressent aux approches telles que les solutions fondées sur la nature (SfN), la re-naturation ou encore la désimperméabilisation. Le concours Capitale Française pour la Biodiversité (Natureparif, 2016, 2019) est, par exemple, un reflet de nombreuses actions liées aux structures alternatives urbaines qui reposent sur les sols, telles que les jardins de pluie, les noues, les pieds d'arbre végétalisés et les revêtements perméables.

Les sols urbains sont surtout perçus comme des surfaces à urbaniser ou des milieux potentiellement pollués (Blanchart et al., 2019). Pourtant, le sol peut être décrit comme un écosystème, un milieu structuré, habité, et qui rend différentes fonctions et services, telles

que la capacité d'infiltration et de rétention en eau, ou le recyclage des matières organiques (Bispo et al., 2016; Blanchart et al., 2017; Marchi et al., 2018; Valentin, 2018). La Commission Européenne définit les huit principales menaces qui pèsent sur les sols : en contexte urbain, il s'agit principalement du scellement imperméable (« sealing »), de la compaction, de la pollution, de la perte de biodiversité et de carbone organique (les quatre derniers étant souvent associés au premier) (European Commission, 2021). L'artificialisation des sols, liée à l'urbanisation – bâti et infrastructures de transport – et les réaménagements d'espaces déjà urbanisés impliquent des modifications physiques, chimiques et biologiques des sols (décapages, stockages, apports voire pollution, compaction, etc.). Les sols scellés présentent des fonctionnalités très altérées par la suppression des échanges d'air, d'eau, de nutriments et d'espèces (European Commission, 2011, 2015; Siebielec et al., 2016). La planification urbaine et les techniques de (ré)aménagement doivent donc permettre aux sols initialement scellés de retrouver des fonctionnalités, en termes de fertilité, d'innocuité ou de continuités écologiques.

La désimperméabilisation consiste à retirer le matériau de recouvrement imperméable d'un sol, ou à le remplacer par un matériau plus perméable (Légifrance, 2023b). Dans le cas d'une végétalisation après désimperméabilisation, il est quasiment systématique de substituer les matériaux technogéniques par de la « terre végétale » pour assurer des propriétés agronomiques satisfaisantes (Figure 1). Cependant, cette terre provient d'horizons arables décapés lors de projets d'aménagement (Baize & Girard, 2008). Cette ressource n'est pas toujours disponible à proximité, et les coûts économiques et environnementaux liés à son prélèvement et transport peuvent être élevés (European Commission, 2012). Ce système linéaire consomme ainsi en France plus de 3 millions de tonnes de terre décapée puis acheminée dans l'espace urbain pour satisfaire la demande .

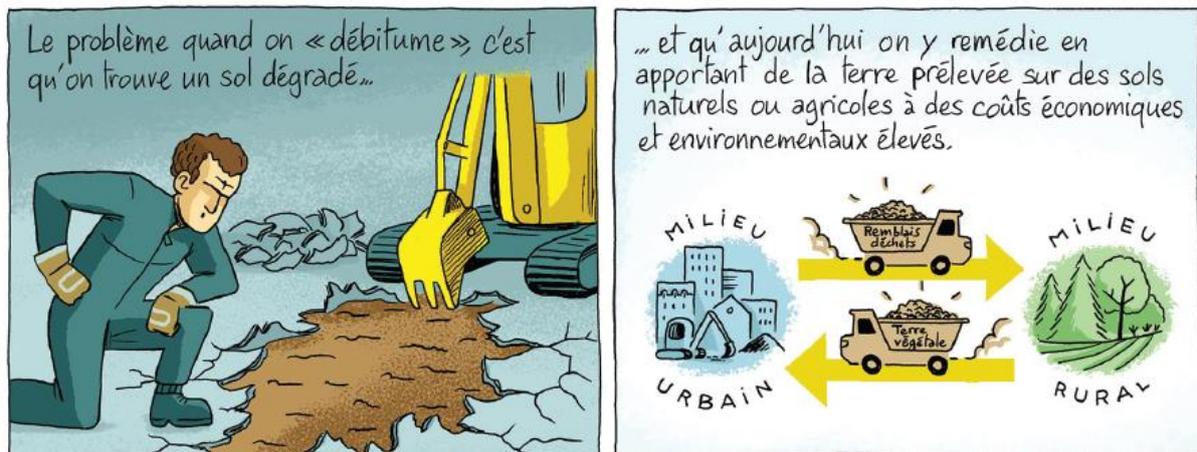


Figure 1: Le descellement des sols par M. Ughetti (2019) lors de la journée "Des solutions pour la ville de demain : vers une renaturation des sols"

De ce fait, la durabilité de cette méthode usuelle de désimperméabilisation est réinterrogée. La réutilisation de matériaux *in situ* offre une alternative intéressante, permettant de réduire la dégradation de terres fertiles tout en recyclant des déchets ou sous-produits. Cette démarche s'inscrit dans une logique d'économie circulaire qui vise, selon l'ADEME, à tous les stades de vie du produit, à augmenter l'efficacité de l'utilisation des ressources et à diminuer l'impact sur l'environnement tout en développant le bien-être de l'individu. Les sols sous-jacents aux revêtements imperméables peuvent toutefois présenter des profils et caractéristiques très variables. Les questions de la fertilité agronomique et de la contamination potentielle des sols descellés se posent, mais la recherche dans ce domaine en est à ses débuts. Il existe ainsi une opportunité de faire progresser la connaissance, pour accompagner les acteurs urbains dans le développement de méthodes de descellement des sols vis-à-vis des fonctionnalités attendues.

Ce travail s'inscrit dans les thématiques environnementales suivantes : réduction de l'imperméabilisation des sols et de ses conséquences, refunctionalisation de sols dégradés, gestion économe des ressources et de l'espace et économie circulaire. Cette thèse doit ainsi permettre de répondre aux questionnements scientifiques et techniques généraux suivants :

- Peut-on refunctionaliser et végétaliser des sols aujourd'hui scellés ?
- Comment le descellement peut-il répondre aux enjeux de gestion économe de l'espace ?
- Comment le descellement peut-il participer au développement de services écosystémiques en ville ?

La démarche de ce travail de thèse sera présentée après un état de l'art (chapitre I). Le chapitre II présentera la méthodologie et les résultats d'une analyse des pratiques de descelllement de sols urbains réalisée à l'aide d'une enquête. Le chapitre III présentera les méthodes mises en œuvre et les matériaux et organismes utilisés pour deux expérimentations complémentaires : un suivi expérimental en conditions contrôlées de serre utilisant les matériaux de deux sites-pilotes de descelllement suivis en conditions climatiques réelles. Ces deux essais seront respectivement présentés dans les chapitres IV et V. Le chapitre IV évaluera ainsi différents substrats à base de matériaux de voiries descellées pour un couvert herbacé, tandis que le chapitre V caractérisera, dans un esprit d'étude de cas, les fonctionnalités de sols descellés dans des contextes climatiques, paysager, pédologiques distincts. Une discussion générale est proposée dans un dernier chapitre (VI) avant de conclure sur ce travail et les perspectives qu'il apporte.

Chapitre 1. Etat de l'art

L'objectif de ce chapitre est de rassembler tous les éléments nécessaires pour comprendre les enjeux du sujet de thèse, pour formuler les hypothèses de travail et pour fixer les objectifs scientifiques et techniques de la thèse.

1.1. L'artificialisation des sols

1.1.1. Définition des sols artificialisés et imperméabilisés

L'artificialisation a été officiellement définie par la loi du 22 août 2021 (dite Climat et Résilience) du code de l'urbanisme comme *l'altération durable de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol (fonctions biologiques, hydriques et climatiques, et son potentiel agronomique) par son occupation ou son usage*, qui s'applique à toute échelle y compris des projets d'urbanisation (article L. 101-2-1). Par la suite, le décret n° 2022-763 a affiné la définition et a précisé le lien avec les sols imperméabilisés, en considérant comme artificialisées *les surfaces dont les sols sont soit imperméabilisés en raison du bâti ou d'un revêtement, soit stabilisés et compactés, soit constitués de matériaux composites*, ainsi que les surfaces végétalisées herbacées à usage résidentiel, de production secondaire ou tertiaire, ou d'infrastructures, y compris en chantier ou à l'état d'abandon.

1.1.2. Localisation et évolution de l'artificialisation et de l'imperméabilisation des sols

1.1.2.1. Les surfaces artificialisées et scellées à l'échelle mondiale et européenne

Les surfaces mondiales artificielles et imperméables totalisaient 797 076 km² en 2018, soit 1,5 fois plus qu'en 1990 (Figure 2 - Gong et al., 2020). La Chine et les États-Unis abritaient la moitié de ces surfaces, et la France était le sixième pays avec le plus de surfaces imperméabilisées ou scellées, suivie de l'Allemagne et de l'Italie. A l'échelle de l'Union européenne (UE), en 2006, 4,4 % du territoire était classé comme artificialisé dont 2,3 % de surface imperméable (European Commission, 2011). Entre 2006 et 2015, les surfaces scellées ont augmenté dans tous les pays européens (39 pays inclus), avec une augmentation annuelle moyenne cumulée pour tous les pays d'environ 429 km², équivalent à 4 fois la surface de Paris *intramuros* (EEA, 2021). En 2018, la France présentait la plus grande surface de sols bâtis ou scellés cumulés en Europe (Fosse, 2019 – d'après la méthode Corine Land Cover (CLC)).

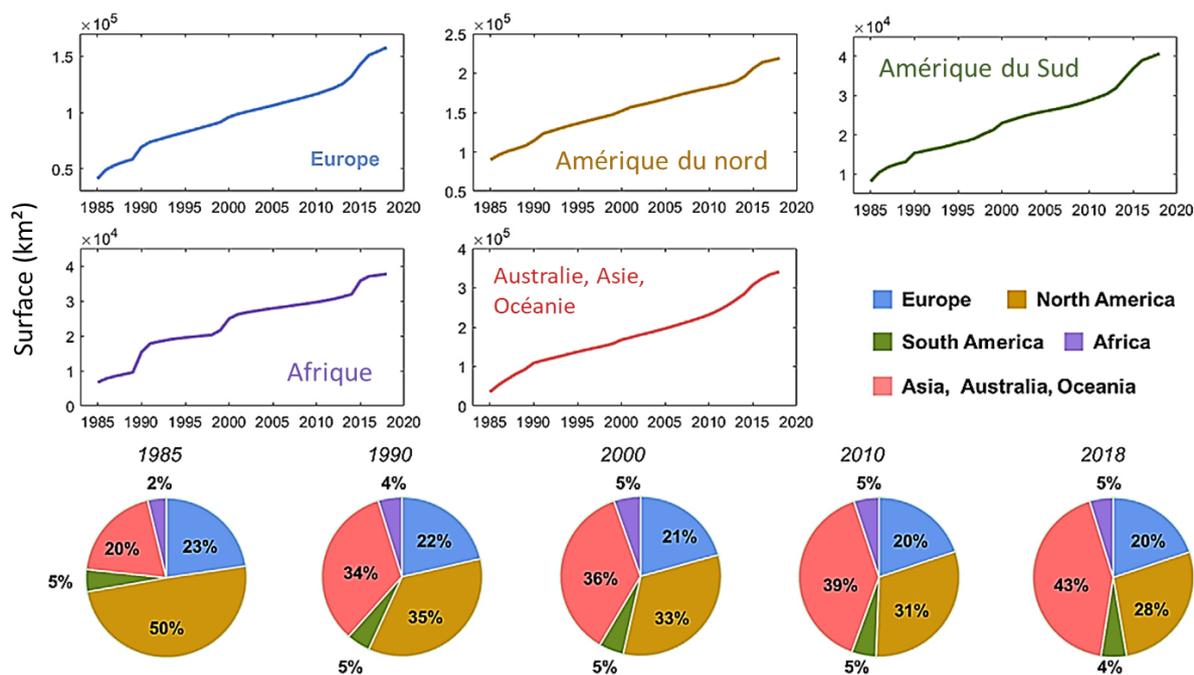


Figure 2: Evolution des surfaces artificielles imperméables à l'échelle de chaque continent (l'Australie et l'Océanie sont combinées avec l'Asie) – Extrait de Gong et al., 2020.

1.1.2.2. Augmentation des surfaces artificialisées et imperméabilisées en France

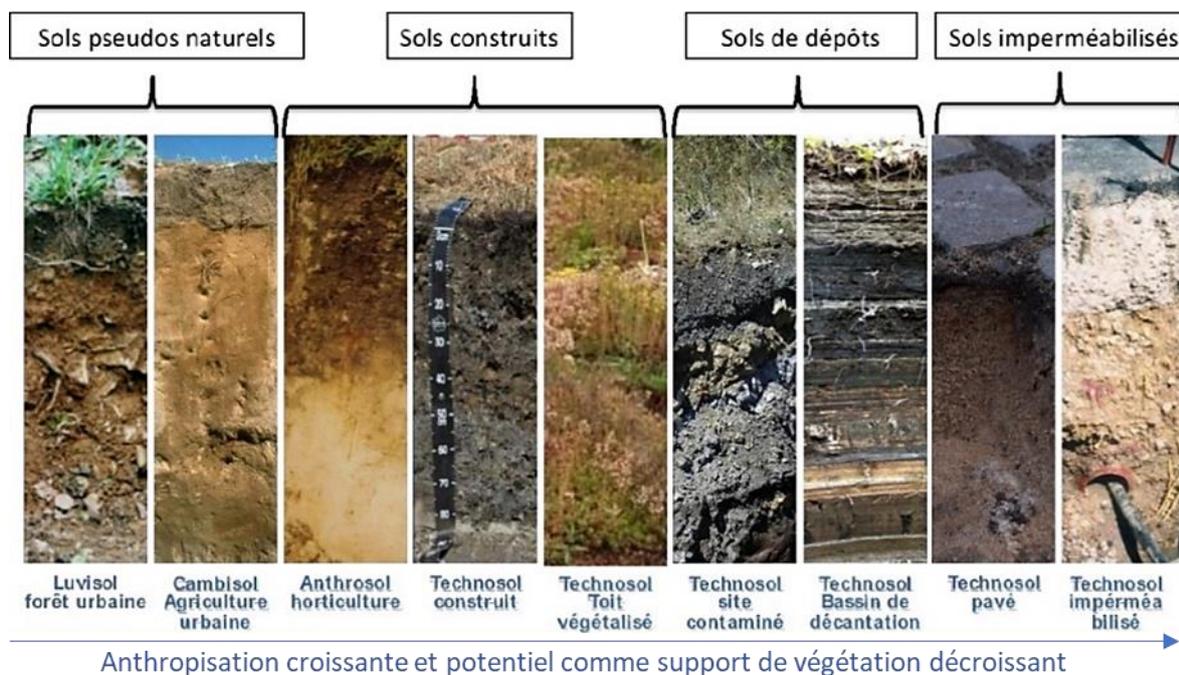
A l'échelle française métropolitaine, les chiffres indiquent l'ampleur des surfaces artificialisées et imperméabilisées et de leurs augmentations. Les surfaces artificialisées représentaient 5,5% du territoire en 2012 (soit 3,0 Mha), avec une augmentation de 61 200 ha.an⁻¹ pour 2006-2014 (selon CLC). Pour la méthode Teruti-Lucas (TL), les surfaces artificialisées correspondaient à 9,4 % du territoire en 2014 (i.e., 5,1 millions d'ha), avec une augmentation de 16 000 ha.an⁻¹ pour 2006-2012 (Agreste, 2015; Cerema Hauts-de-France, 2020), tandis que les sols bâtis et sols scellés représentaient 3,96% du territoire en 2018 (CGDD & MINISTERE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE ET SOLIDAIRE, 2019; Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2021).

L'artificialisation est plus importante dans les métropoles (Béchet et al., 2017; Cerema Hauts-de-France, 2020). L'habitat et les infrastructures de transport représente respectivement 41,9 % des surfaces artificialisées 27,8 %, le reste étant dédié au secteur des services et des loisirs, aux secteurs industriels, agricoles, sylvicoles (Fosse, 2019). Environ deux tiers des sols artificialisés sont imperméabilisés, dont 17% de bâtis et 47% de sols scellés

principalement pour les infrastructures de transport (routes, parkings, pistes, voies ferrées). Celles-ci représentaient 37 % des sols artificialisés (i.e., 2,2 millions ha), plus que les surfaces bâties (850 000 ha) (Ministère de l’Agriculture et de l’Alimentation, 2021).

1.1.3. Place des sols artificialisés, scellés et urbains dans les classifications pédologiques

Les sols artificialisés sont définis dans le référentiel français comme « Anthrosols » (Baize & Girard, 2008), et à l’international comme « Technosols » (IUSS Working Group WRB, 2022). Les caractéristiques et la pédogenèse de ces sols sont dominées par leur origine anthropique : le sol naturel initial a été fortement modifié voire fabriqué par l’être humain, *via* des apports de matériaux pédologiques, technologiques, du compactage, des pollutions, etc. A travers le monde, ces sols sont présents dans les zones d’activités urbaines, industrielles, de transports, minières et militaires (SUITMA) (Morel, Chenu, & Lorenz, 2015). Considérés comme peu évolués et jeunes relativement aux sols naturels, les sols urbains présentent des histoires et des caractéristiques très diverses (Figure 3).



Le « sol urbain » peut être défini selon son appartenance géographique ou administrative au sein des aires ou unités urbaines (zonage U) i.e. selon la couverture ou occupation des sols (« land cover »). Les sols des villes sont fréquemment mais pas systématiquement des sols anthropisés, comme dans le cas de sols d'espaces naturels protégés situés en zone urbaine. Toutefois, de par les usages des sols en ville, une grande majorité de la couverture pédologique urbaine est constituée d'Anthrosols (Blanchart et al., 2017).

Dans le WRB (2022), les Technosols comprennent des sols sur déchets (e.g., décharges, boues, cendres, terrils), les chaussées avec leurs matériaux sous-jacents non consolidés, des sols avec géomembranes ou construits. Leurs caractéristiques sont résumées ainsi :

1) minimum 20 % en volume d'artéfacts à moins de 100 cm de la surface ou jusqu'à une roche continue ou un matériau technique dur ou cimenté ou induré

ou 2) une géomembrane imperméable à moins de 100 cm de la surface du sol;

ou 3) un matériau technique dur à moins de 5 cm de la surface, ce qui correspond aux Technosols 'Ekranics' (du français 'écran') i.e., scellés.

Dans le référentiel français, trois catégories correspondent aux Technosols du WRB et sont celles qui nous intéressent dans le cadre de ce travail. Tout d'abord, les *Anthrosols artificiels* correspondent aux sols urbains transformés par des processus anthropogéniques (e.g., décapage, enfouissement) pour aménager des infrastructures de transport, des bâtiments ou pour des activités extractrices, incluant donc les sols scellés et les sols de friches, de remblais, de décharge et de carrière abandonnée. Ces sols présentent en surface des matériaux anthropiques sur au moins 50 cm d'épaisseur et 50% du volume, avec d'éventuels horizons naturels sous-jacents (enfouis). En particulier, les Anthrosols scellés qualifient un sol recouvert d'un revêtement de chaussée (e.g., enrobé hydrocarboné, béton, pavés). Les Anthrosols artificiels peuvent être refunctionalisés, restaurés par génie pédologique, soit avec des matériaux pédologiques transportés pour aboutir à des *Anthrosols reconstitués*, soit construits à base de matériaux ou déchets anthropiques pour donner des *Anthrosols construits* (AFES, 2014; Baize & Girard, 2008; IUSS Working Group WRB, 2022). Il existe également deux autres catégories d'Anthrosols qui ne seront pas considérées dans

ce mémoire : les Anthrosols profondément transformés par les activités agricoles (e.g., sols de rizière) et les Anthrosols archéologiques.

Le groupe de travail sur l'imperméabilisation et les sols urbains de la Commission européenne (Burghardt, 2006) définit le scellement des sols comme leur séparation du reste de la pédosphère, de l'atmosphère, hydrosphère, et biosphère, comme une perte de fonctionnalité et/ou une imperméabilité, due soit à un changement de la nature du sol, y compris par compaction, soit au recouvrement par un matériau plus ou moins imperméable.

Les termes français - ou anglais - de sols asphaltés, bitumés, stabilisés, bétonnés ou pavés précisent les matériaux de scellement mais sont souvent utilisés en synonymes (dans Béchet et al. (2017); Bispo et al. (2016); Colsaet (2017); European Commission (2011); Lorenz & Lal (2009); Tobias et al. (2018)). Dans ce mémoire, les termes de Technosol Ekranic, d'Anthrosol scellé ou de sol imperméabilisé seront utilisés en synonymes.

1.2. Les sols scellés

1.2.1. Le scellement entraîne une perte de fonctionnalité et de services

Le scellement interrompt les échanges entre le système pédologique et les autres compartiments écologiques, et affecte de façon plus ou moins intense et pérenne les cycles biogéochimiques et de l'eau, d'échanges de gaz, de matières et d'énergie, conduisant à une réduction des fonctions du sol (Béchet et al., 2017; Burghardt et al., 2004; European Commission, 2011; Scalenghe & Marsan, 2009).

1.2.1.1. Impact du scellement sur le cycle hydrologique et la qualité des eaux

L'imperméabilisation des sols urbains affecte le cycle de l'eau urbain à différentes échelles. Cela peut conduire à une déconnexion des aquifères donc à une diminution de leur recharge - pourtant nécessaire à l'irrigation. Ensuite, lors d'événements pluvieux intenses, le ruissellement intense peut provoquer une rapide saturation du réseau et des stations d'épuration collectives. La température des eaux pluviales ruisselées peut également augmenter (Béchet et al., 2017; Bispo et al., 2016; Burghardt, 2006; Cheverry & Gascuel, 2009;

Scalenghe & Marsan, 2009). Par exemple, les problèmes d'inondation urbaine à Ho-Chi-Minh-Ville (Vietnam) sont essentiellement d'origine locale : 7% des précipitations annuelles ne peuvent s'infiltrer ou s'évaporer, et se transforment en ruissellement de surface (Rujner & Goedecke, 2016).

Les eaux pluviales, en ruisselant sur les surfaces urbaines imperméables, se chargent en diverses matières et contaminants accumulés au fil du temps, entraînant une diminution de leur qualité, avec une forte variabilité selon les événements pluvieux (Béchet et al., 2017; Charzyński, Plak, & Hanaka, 2017; Lorenz & Lal, 2009), d'autant que lors de forts événements pluvieux, l'excès d'eau de pluie non traitée est dévié vers les espaces aquatiques naturels, augmentant le risque de pollution de ces milieux. De plus, le scellement empêche le sol d'assurer une fonction de filtration des eaux et peut également conduire à une contamination des sols perméables adjacents (Charzyński, Plak, & Hanaka, 2017; Lorenz & Lal, 2009). Les contaminants peuvent inclure des produits phytosanitaires, des ETM, des HAP, tensioactifs, biocides, retardateurs de flammes, matières organiques en suspension, etc. (Bispo et al., 2016).

1.2.1.2. Impact du scellement sur le confort thermique et le microclimat local

Le scellement des sols impacte directement et indirectement le confort thermique urbains par l'augmentation des températures au-dessus du revêtement, et à l'échelle des rues et quartiers (Burghardt, 2006; Scalenghe & Marsan, 2009). Les matériaux de scellement sont souvent de couleur sombre, avec un faible albédo, qui correspond à l'énergie réfléchi par un matériau (albédo de 0,05 à 0,12 pour un enrobé bitumineux, 0,25 pour un gazon (Hendel et al., 2015). Ils ont une forte capacité d'absorption de l'énergie lumineuse (convection) et stockent donc l'énergie solaire pendant la journée et la libèrent pendant la nuit, générant le phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU). La modification du cycle de l'eau et de la perte de végétation y contribue aussi, par diminution de l'ombrage, de l'interception du rayonnement solaire et de l'évapotranspiration (Plante & Cité, 2021).

1.2.1.3. Impact sur le stockage de carbone dans les sols

Le scellement des sols entraîne une chute des stocks de carbone organique des sols (SCOS) par rapport aux espaces ouverts.

A l'échelle du profil de sols tout d'abord, les SCOS des horizons cumulés de sol scellé sont faibles et similaires entre les études, et peuvent être jusqu'à 60 fois moindre que des sols ouverts (Tableau 1). Cambou et al., (2020) ont montré que les profils de sols imperméabilisés (e.g., trottoir, parking) contiennent en moyenne 2,3 kgC.m⁻² contre 9,9 kgC.m⁻² pour des sols artificialisés sous couvert végétal (e.g., parc, cimetière).

Tableau 1: Stocks moyens de carbone organique (arrondi à l'unité) observés dans des sols imperméabilisés de différentes unités urbaines du monde. Les couches de sol étudiées ne prennent pas en compte les couches imperméables de surface : la valeur 0 correspond donc à la surface du sol présent sous ces dernières. Adapté de Cambou et al. (2020).

Espace urbain	Superficie (km ²)	Nombre de fosses	Couche de sol (cm)	SCOS moyen (kgC.m ⁻²)	Réduction par rapport aux sols ouverts (%)	Référence
Yixing, Chine	13,4 (8 ans avant l'étude)	7	0-20	3	75	(Wei et al., 2014)
Nanjing, Chine	577	14	0-20	2	-	(WEI et al., 2014)
Urumqi, Chine	339	11	0-20 0-80	2 5	66 -	(Yan et al., 2015)
Leceister, Royaume-Uni	73	17	0-60 0-85	7 14	-	(Edmondson et al., 2012)
NYC, Etats-Unis	772	62	0-15	2	68	(Raciti, Hutyra, & Finzi, 2012)
			45-60	1	-	
			0-30	3	77	
Métropole du Grand Paris, France	798	7	0-20	2	-	(Cambou, 2018)
			0-100	6	-	
			0-30	4	66	

A l'échelle d'une ville, plusieurs auteurs ont trouvé que le SCOS sous scellement est nettement inférieur par rapport à ceux des sols ouverts (Tableau 1). En particulier, les travaux de Cambou (2018) mettent en évidence que la contribution des sols scellés dans le SCOS global est très faible en surface et très inférieure aux sols ouverts urbains, mais pas forcément en profondeur (> 30 cm). Les valeurs du SCOS dans les sols scellés de la Métropole du Grand Paris

($3,4 \pm 1,2 \text{ kgC.m}^{-2}$) et New York City ($2,9 \pm 2,6 \text{ kgC.m}^{-2}$) sont significativement inférieures aux SCOS des sols ouverts, pour 0 - 30 cm ($9,9 \pm 3,9 \text{ kgC.m}^{-2}$ dans la MGP et $11,3 \pm 11,5 \text{ kgC.m}^{-2}$ à NYC) (Cambou 2018).

Enfin, à l'échelle de la France métropolitaine, Cambou (2018) a montré d'une part les faibles masses de carbone organique dans les sols scellés comparativement aux sols artificialisés végétalisés, et d'autre part la faible mais non négligeable contribution de ces petites surfaces de sols scellés à la masse de carbone organique totale du territoire.

1.2.1.4. Impact écologique du scellement et de ses conséquences

Le scellement imperméable conduit à une perte de biodiversité (flore, faune, pédofaune, microorganismes). Il n'est toutefois pas aisé de distinguer les variables d'influence : modification physiques et chimiques du sol, perte d'habitats, de connectivités écologiques, bruit, etc. (Béchet et al., 2017). Globalement la littérature montre que les taux d'urbanisation et d'imperméabilisation ont un effet sélectif qui favorisent les espèces végétales exotiques envahissantes (EVEE) et inversement défavorisent les espèces indigènes et/ou rares et celles à faibles capacités de dispersion (Béchet et al., 2017). L'artificialisation semble favorable aux espèces spontanées généralistes ou rudérales nitrophiles qui colonisent donc des espaces tels que les friches, les voiries et chemins.

1.2.1.5. Impact du scellement sur les services écosystémiques

Les sols urbains rendent de nombreux services écosystémiques (SE) (drainage de l'eau, substrat de végétation, stockage de C, habitat pour les micro-organismes, etc) mais les sols scellés rendent très peu de SE (Morel, Chenu, & Lorenz 2015). En effet, les surfaces conséquentes de sols scellés conduisent indirectement à une augmentation des coûts économiques, sanitaires et sociaux. Sont accrus les coûts de gestion quantitative et qualitative des eaux pluviales et aux impacts des inondations urbaines, ceux liés au phénomène d'ICU, de la production de particules fines aériennes (mise en œuvre de voirie, transport, etc.), mais aussi de la réduction du stockage de C (dans le cadre du changement climatique) et de la

réduction de la qualité de vie (Burghardt, 2006). En particulier, la réduction du couvert végétal liée au scellement réduit de fait les différents services écosystémiques apportés par les espaces de nature en ville (Tableau 2). Le fait de recouvrir les fosses d'arbres par un revêtement imperméable peut également réduire leur fonctionnement physiologique et donc les services auxquels ils contribuent (Fini et al., 2017).

Tableau 2: Services écosystémiques et disservices rendus par le végétal en ville (arbres en particulier) et donc impactés par le scellement des sols. Certains disservices pourraient être mis en parallèle de plusieurs services. Basés sur les synthèses bibliographiques de Meyer-Grandbastien et al. (2021); Plante & Cité (2021) et la review de Robinson & Lundholm (2012)

Service écosystémique	Mécanismes	Di-services
Amélioration de la qualité de l'air	Absorption-dégradation et adsorption temporaire des particules de polluants atmosphériques, et absorption des gaz	Impacts sanitaires (e.g., allergie, asthme)
Régulation du climat global	Stockage de CO2 (Carbone)	
Régulation du climat local	Limitation de l'ICU (évapotranspiration, ombrage)	
Limitation du ruissellement, du risque d'inondation et de pollution des eaux	Evapotranspiration, filtration racinaire des eaux	Dégradation des revêtements de voirie et des réseaux souterrains
Biodiversité en ville	Alimentation, habitats et/ou voies de déplacement pour la faune	Coûts de plantation et d'entretien ; Augmentation de l'exposition aux maladies transmises par les arthropodes
Régulation de l'économie locale	Augmentation de la valeur foncière (prix des logements et terrains à lotir)	Diminution de la valeur foncière (occultation de la vue, ombrage)
Amélioration de la qualité de vie sociale, de la santé physique et psychologique	Qualité paysagère, espaces récréatifs, valeur patrimoniale, liens sociaux, réduction de la criminalité, des nuisances sonores	Conflits d'usages, sentiment d'insécurité selon les pratiques de gestion des espaces de nature

1.2.2. Description des revêtements imperméables et des horizons sous-jacents

Ce travail s'intéressera aux sols scellés "accessibles", principalement ceux des infrastructures routières ou voiries (chaussée, parking, trottoirs, etc.) (Figure 4). Les sols recouverts de bâti et leurs fondations ne seront pas inclus.

La construction d'une chaussée passe par des étapes successives, où le nombre et les caractéristiques des couches superposées sont fonction de la classe de trafic et de la portance

du sol en place (Barillot, Cabanes, & Carillo, 2020; IDRRIM, 2023). Tout d'abord, une plateforme des terrassements (PST) est formée, par le terrain en place (déblais) ou des matériaux apportés (remblais), et sur une épaisseur d'environ 1 m. Ensuite, une couche de forme est présente lorsque la PST n'a pas les propriétés satisfaisantes pour l'usage envisagé pour la chaussée (portance trop faible, grande sensibilité à l'eau, etc). Ensuite, viennent par-dessus les couches d'assise, constituées d'une ou deux couches (couche de fondation et couche de base), permettant d'augmenter la résistance à la déformation de la chaussée vis-à-vis de la charge du trafic. Enfin, une couche ou bande de roulement, en surface, accueille directement le trafic routier. Elle est parfois associée à une couche de liaison afin d'améliorer les propriétés de la chaussée (imperméabilité, résistance à l'orniérage). L'épaisseur des couches de surface dépend de la fréquentation de la chaussée par les poids lourds ainsi que de la structure de chaussée choisie (souple, mixte, rigide), et varie entre 2,5 et 14 cm.

Concernant la couche de surface, trois grandes catégories de revêtements existent : les bitumineux ou hydrocarbonés (e.g., béton bitumineux), ceux à base de liant hydraulique (e.g., béton de ciment coulé en place), et les modulaires i.e., les pavés et dalles (en béton, pierre naturelle ou terre cuite) (CRR & ARIES consultants, 2017). Des revêtements souples en caoutchouc, plus minoritaires, sont également utilisés, pour les aires de jeux par exemple. Les modalités de mise en place et de composition de chaque revêtement déterminent ses propriétés mécaniques et physiques (porosité, densité, etc.). Les enrobés bitumineux sont les plus fréquents. Ils sont réalisés en une ou plusieurs couches, avec souvent une couche d'accrochage entre l'assise et la couche de roulement supérieure. Les différentes couches ainsi superposées sont collées entre elles, généralement avec une émulsion de bitume éventuellement gravillonné. Un revêtement en béton est généralement coulé en une fois, avec parfois un traitement superficiel (enduit, recouvrement bitumineux). Enfin, les revêtements modulaires sont simplement placés sur un lit de pose en sable ou béton de ciment, puis liés entre eux par un joint de sable ou ciment (CRR & ARIES consultants, 2017).

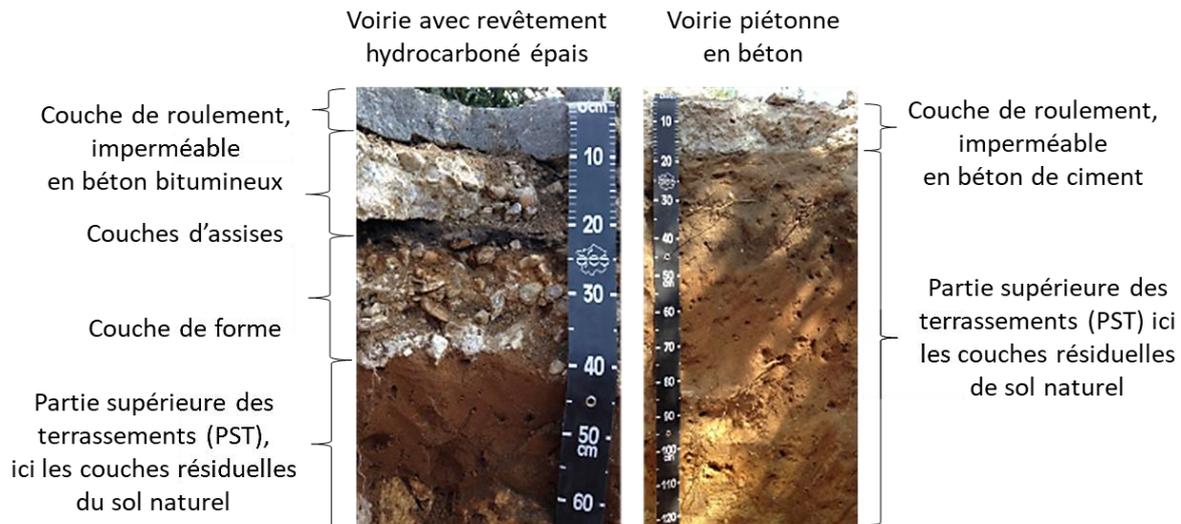


Figure 4: Profils de sols scellés de voirie montrant les horizons décrits selon la terminologie de la géotechnique. Adapté de CRR & ARIES consultants (2017); IDRRIM (2023). Source de la photographie : Geoffroy Séré.

Les voiries sont donc majoritairement mises en œuvre avec des matériaux exogènes au site : granulats, sables, bitume, ciment, etc (Barillot et al., 2020). Les granulats sont des grains minéraux différenciés en 4 classes granulométriques, obtenues à partir du concassage des matériaux originels (NF P18-545 - AFNOR 2011). Le diamètre des fines, des sables, des gravillons et des graves est respectivement de 0-0,063 mm, 0 et 6,3 mm, 1-63mm, 0-90mm. Les spécifications des sables, gravillons et graves doivent correspondre à l'usage envisagé (béton et mortier, mélanges bitumineux et enduits, matériaux traités et non traités). Les granulats sont majoritairement naturels (roches, alluvionnaires ou massives), mais selon le gisement local ils peuvent aussi être recyclés lorsqu'ils viennent de matériaux de déconstruction de bâtiments, ouvrages d'art ou de chaussée (e.g., bétons de ciment), ou bien peuvent être artificiels comme co-produits ou déchets d'industries diverses (Barillot et al., 2020). Les granulats peuvent être utilisés seuls (e.g., graves non traités) ou en mélange : avec de l'eau et du ciment ou autres liants hydrauliques pour obtenir du béton de ciment, grave-ciment, sable-ciment ; ou bien avec du bitume et des fillers pour obtenir des matériaux traités aux liants hydrocarbonés (grave-bitume, béton bitumineux).

Plusieurs paramètres mesurés sur les revêtements en enrobé bitumineux servent à vérifier que les matériaux employés supporteront le trafic routier sous diverses contraintes (intensité du trafic, climat, nature du sol support). Quelques propriétés des revêtements de

scellement sont présentées dans le tableau 3. Les matériaux de scellement présentent un volume total de pores et une capacité de rétention en eau très restreintes. La masse volumique apparente des enrobés en couche d'accrochage ou en couche de base est comprise entre 2,25 et 2,63.10⁶ g.m⁻³ (Birgisdottir, Gamst, & Christensen, 2007).

Tableau 3: Propriétés (différents paramètres physiques) des revêtements de scellement. Extrait de Wessolek (2008). Légende des revêtements : D1 : Masse volumique au pycnomètre ; D2 : Masse volumique apparente ; R : Coefficient de ruissellement ; V : Volume total de pores ; C1 : Capacité au champs mesurée in situ (pF 1,8) ; C2 : Capacité au champs mesurée in situ (pF 4,2) ; C3 : Capacité en eau disponible (pF 1,8 – 4,2) ; H : capacité d'humidification (quantité maximale d'eau adhérente) ; P : précipitations nécessaires pour du ruissellement (eau froide)

Revêtement imperméable	D1 (g.cm ⁻³)	D2 (g.cm ⁻³)	R	V	C1	C2	C3	H (mm)	P (mm)
Pavés en granit	2,61	2,51	0.6-0.7	3,9	<0,5	<0,5	<0,5	0,4	1,2
Pavés béton à joint ciment	2,58	2,44	-	5,1	1	<0,5	1	0,8	1,4
Brique	2,65	2,06	-	22,2	11,3	10,1	1,2	0,8	0,9
Caoutchouc	1,16	0,84	-	27,6	8,7	4,5	4,2	2	1,6
Revêtement hydrocarboné	2,4	1,88	0,9	21,6	<0,5	<0,5	<0,5	0,4	1

1.2.3. Conséquences du scellement sur les caractéristiques des sols à l'échelle du profil

Les aménagements urbains et l'extension urbaine, caractérisés par des phases successives de construction et des changements rapides d'occupation, agissent sur l'état et l'évolution des sols (European Environment Agency, 2016; Greinert, 2015; Kodešová et al., 2014). Pour préparer les sites à accueillir des infrastructures urbaines, les sols sont décapés. Leur couche arable est tronquée et généralement exportée (notamment les horizons organiques O et organo-minéraux A), conduisant à une perte substantielle de matière organique du sol (MOS) et d'éléments nutritifs. Les sols sont compactés pour améliorer leurs propriétés mécaniques à long terme. Malgré cela, l'épaisseur des sols urbains a tendance à s'accroître par les apports successifs de matériaux pédologiques ou anthropiques (remblais, terre excavée, déchets minéraux ou organiques, etc.) (Figure 5). Ces sols scellés présentent une forte variabilité spatiale verticale et horizontale de leurs propriétés physiques, chimiques et/ou biologiques, de l'échelle centimétrique à décimétrique (Burghardt, 2006; Piotrowska-Długosz & Charzynski, 2015; Scalenghe & Marsan, 2009) (Figure 5).



(b)
 Figure 5: Illustration de profils de sols scellés de voirie avec revêtement en enrobé hydrocarboné montrant la diversité de profils possibles. Photographies prises à Angers. (a) Profil d'un sol de route montrant la présence d'un géotextile et de tuyaux – Source : Claire Vieillard. (b) Profil d'un sol de route révélant un empilement de chaussée, illustrant les cas où une chaussée neuve est réalisée sur une chaussée dégradée. Fosse ouverte pour des travaux pour la mise en place du tramway – Source : Laure Vidal-Beaudet

Le scellement réduit drastiquement les échanges et le fonctionnement physiques, hydriques, gazeux, thermiques, chimiques et biologiques (Baptist et al., 2018; Burghardt et al., 2004; Leguédois et al., 2016; Lorenz & Lal, 2009; Morel et al., 2015).

(i) Impact du scellement sur les sols au niveau chimique

Des études conduites en Finlande et Pologne ont montré dans les sols scellés une fertilité chimique réduite (manque de matières organiques, argiles, fractions fines, azote, etc) par rapport aux sols ouverts, et ce jusqu'à 1 m de profondeur (Lu, Kotze, & Setälä, 2020; Piotrowska-Długosz & Charzynski, 2015). Les sols scellés présentent généralement une augmentation de certains minéraux (calcium, potassium, sodium, phosphore) (Majidzadeh et al., 2018; Zhao et al., 2012) notamment par l'apport de matériaux carbonatés (e.g., chaux,

ciment, débris de (dé)construction) (Burghardt, 2006; Greinert, 2015; Kida & Kawahigashi, 2015). De plus, dans les sols scellés, la vapeur d'eau se condense sous le revêtement avant de s'écouler, lessivant des carbonates des couches de voirie vers les horizons de sols enfouis, conduisant à des concentrations en carbonates significativement supérieures à des analogues ouverts, y compris pour les horizons profonds. Il en résulte des valeurs de pH et de conductivité électrique parfois très élevées pour les horizons de sols scellés (Burghardt, 2006; Greinert, 2015; Kida & Kawahigashi, 2015). De plus, la faible aération des sols scellés peut conduire à des propriétés réductrices et des caractéristiques réductomorphes (couleurs grises) (Burghardt, 2006).

Enfin, l'omniprésence de revêtements imperméables, notamment bitumineux, soulève la question du potentiel de transfert et de transport de contaminants (hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), éléments traces métalliques (ETM), etc.), par lessivage d'éléments particuliers ou dissous, vers les sols et les masses d'eau sous-jacentes ou adjacentes. En Pologne, Nikiforova, Kasimov, & Kosheleva (2020) ont obtenu des teneurs en HAP plus élevées sous la chaussée que dans les sols ouverts, ces teneurs diminuant avec la profondeur, tandis qu'au contraire, Mendyk & Charzyński (2016) ont montré que le scellement imperméable protégeait les sols sous-jacents d'une contamination aux HAP d'origine atmosphérique. De même, les sols scellés ne sont pas forcément plus riches en ETMs que les sols ouverts (Charzyński et al., 2017), ou lorsqu'ils le sont, cela a généralement été réalisé avant scellement (Bezuglova et al., 2016; Burghardt, 2006). Les sols scellés contribuent ainsi au service d'atténuation des pollutions, en empêchant les substances d'atteindre les horizons de sol et les nappes phréatiques (Morel, Chenu, & Lorenz 2015).

(ii) Au niveau physique

Le compactage, le tassement au cours du temps et le revêtement imperméable entraînent une dégradation structurelle du sol se traduisant par la destruction des agrégats, la réduction des volumes de pores et de leur fonctionnement en réseau, des masses volumiques apparentes (souvent supérieures à $1,7 \text{ g.cm}^{-3}$) plus élevées que dans les sols ouverts (Lu et al., 2020; Pereira, O'Riordan, & Stevens, 2021) et des teneurs en eau réduites (Piotrowska-Długosz & Charzynski, 2015).

Le scellement en surface et le compactage du sol support de l'ouvrage réduisent les échanges de gaz du sol (O_2 , CO_2) avec l'atmosphère et leur disponibilité pour les plantes et le biote. L'impact du scellement sur la circulation des gaz du sol diminue avec la profondeur et le degré de scellement (Fini et al., 2017; Scalenghe & Marsan, 2009; Wiegand & Schott, 1999). De même, les interactions très limitées avec l'atmosphère limitent fortement l'amplitude des oscillations journalières et des cycles saisonniers de température et de teneur en eau, par rapport aux sols ouverts (Kodešová et al., 2014; Majidzadeh et al., 2018; Wessolek, 2008). A 30 ou 90 cm, les températures des sols scellés sont globalement plus élevées en saison estivale et plus faibles en hiver (inertie thermique réduite) que sous un revêtement perméable en pavés végétalisés ou un sol de pelouse (Figure 6). Ces effets sont atténués dans les horizons profonds (180 cm).

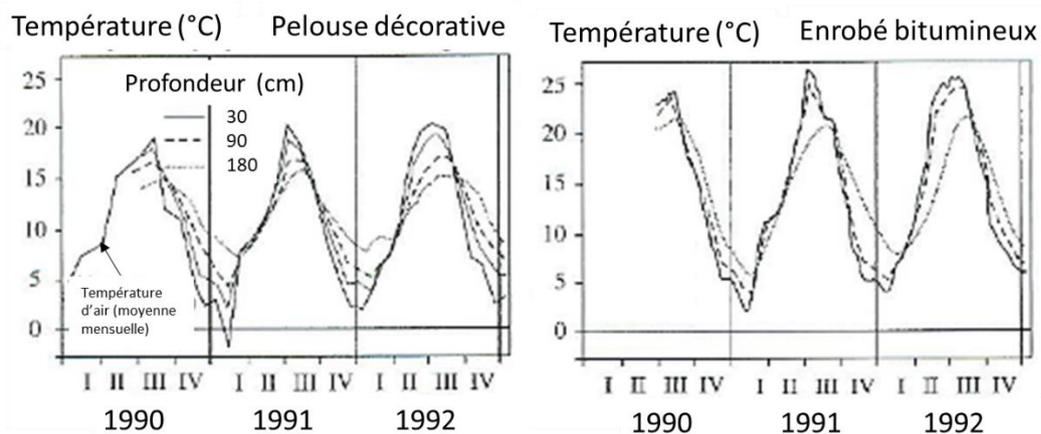


Figure 6: Variations annuelles de la température du sol, de 1990 à 1992, à 3 profondeurs, pour un sol ouvert végétalisé et pour un sol scellé – Traduit de : Pagel et al. (1993) cité dans Wessolek (2008).

(iii) Au niveau biologique (micro-organismes, pédofaune, flore)

Le scellement imperméable empêche la présence végétale ; les exsudats racinaires et les apports de litière, sources de C organique et de nutriments, sont inhibés (Majidzadeh et al., 2018; Zhao et al., 2012). La croissance racinaire est limitée par les caractéristiques physico-chimiques limitantes présentées précédemment (Chi Yung Jim, 2019; Lu et al., 2020). Ainsi, les racines des arbres de plantation se développent préférentiellement dans le volume restreint mais fertile et aéré de leur fosse, puis, stratégiquement, sous les revêtements

imperméables, le long des tranchées de travaux, des conduites enterrées ou des fissures (Lemaire et Rossignol 1999).

Le compartiment microbien des sols imperméabilisés et sa relation avec les propriétés physico-chimiques de ces sols restent sous-étudiés (Pereira et al., 2021). La composition, la biomasse et les activités microbiennes peuvent dépendre de différents facteurs dont la température et les teneurs en C, en N, en eau, et donc indirectement des caractéristiques des revêtements de surface. L'augmentation de la température du sol due au scellement imperméable pourrait influencer positivement la minéralisation microbienne du C et N, qui suit les variations saisonnières (Majidzadeh et al., 2018). Toutefois, de nombreux auteurs montrent que la biomasse microbienne et leurs activités sont minimales dans les couches de sol sous-jacentes au revêtement imperméable et augmente avec la profondeur (Figure 7 - (Zhao et al., 2012)). Raciti et al. (2012) ont montré, à New-York, que les activités des enzymes microbiennes qui décomposent la matière organique labile étaient quasi-inexistantes dans différents sols imperméabilisés (contrairement aux sols ouverts) et suggèrent une famine des communautés microbiennes. Cambou (2018) obtient dans les 30 premiers cm de sol imperméables à Nancy et Nantes, de très faibles niveaux de biomasse microbienne (3 mg ADN.g⁻¹ sol). La diversité spécifique est également réduite dans les sols scellés, avec environ 93% moins de champignons et environ 78% moins de bactéries (Pereira et al., 2021).

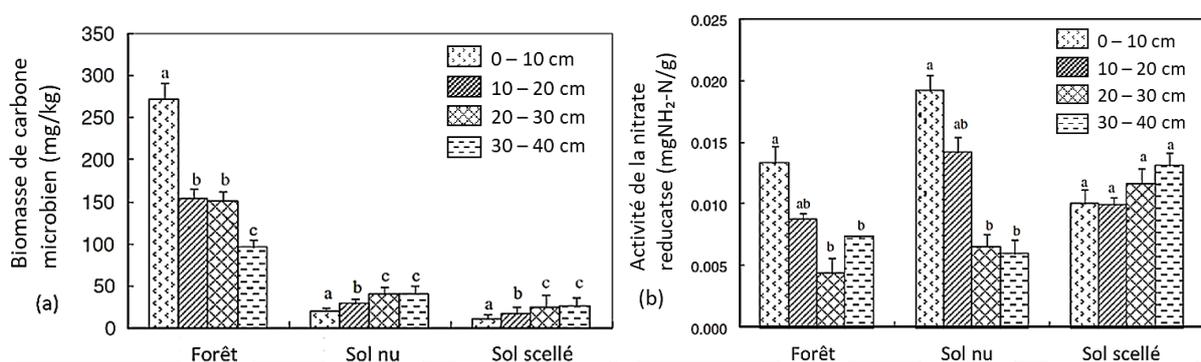


Figure 7: Mesures biologiques comparant différentes occupations de sol (forêt, sol nu, sol imperméable), à plusieurs profondeurs (entre 0 et 40 cm) sur des profils réalisés à Pékin (Chine) : a) biomasse microbienne carbonée (mg.kg⁻¹ de sol) ; b) activité nitrate réductase (mg de NH₂-N.g⁻¹ de sol) – Extrait de Zhao et al. (2012).

1.3. Le descellement des sols

1.3.1. Clarification conceptuelle

Le terme « desealing » (ou « unsealing ») prédomine dans les publications et rapports scientifiques internationaux anglophones. Il se traduit littéralement par « descellement », ou bien par « désimperméabilisation » qui est plus courant en France. Cette notion est récente, et comme pour l'imperméabilisation (ou le scellement), plusieurs termes sont souvent utilisés comme synonymes, tels que « désartificialisation » et « débitumisation ».

La désimperméabilisation a été récemment définie comme la « suppression du matériau de recouvrement imperméable d'un sol ou remplacement de ce dernier par un autre matériau, perméable » (Légifrance, 2023b). Cette définition précise ensuite que la désimperméabilisation des sols contribue à réduire le ruissellement des eaux, et donc le risque d'inondation, et favorise leur infiltration et ainsi le rechargement des nappes phréatiques. La définition utilisée dépend aussi de l'échelle et de l'objectif considéré, et peut impliquer une refonctionnalisation plus globale. Ainsi, la Commission Européenne (European Commission, 2012) définit « desealing » comme le fait de rétablir en partie l'ancien profil du sol en éliminant les couches imperméables, en ameublissant le sol sous-jacent, en éliminant les matières étrangères et en restructurant le profil, avec pour objectif de rétablir un lien effectif avec le sous-sol et de rétablir diverses fonctions. La désimperméabilisation est généralement accompagnée d'une végétalisation, l'utilisation de matériaux ou de surfaces perméables et ou la création d'ouvrages spécifiques pour l'infiltration des eaux. De ces définitions se dégagent deux typologies de techniques possibles : des solutions perméables « vertes » (végétalisation, noues d'infiltration, etc.) ou des solutions dites « grises » (revêtements poreux, drainants, etc.) (Figure 8).

Dans ce mémoire, nous privilégierons le terme de descellement (traduction littérale de 'desealing') à la fois pour sa signification unique, mais aussi pour mettre en relief l'échelle considérée qui est celle du profil de sol ainsi que l'approche retenue qui est de permettre aux sols d'assurer plusieurs fonctions (en ne se limitant pas à l'infiltration de l'eau).

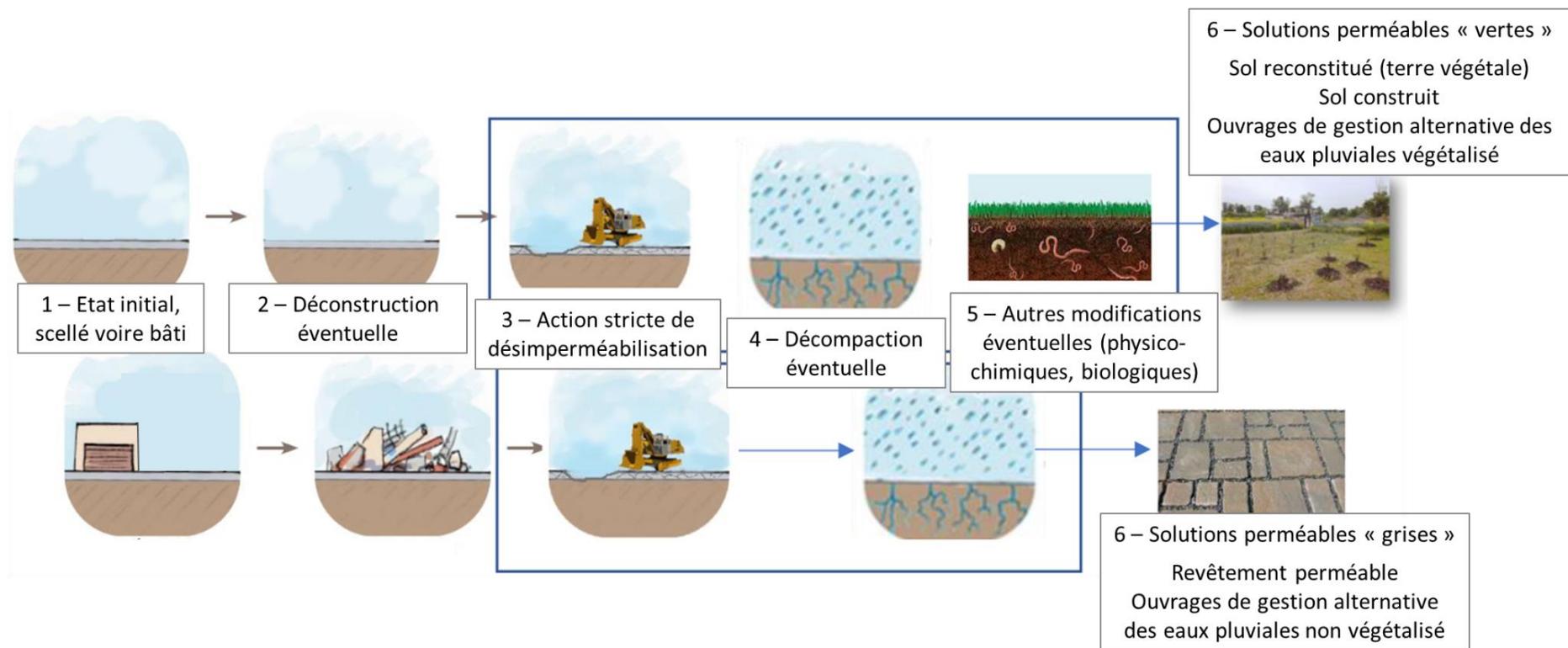


Figure 8 : Deux grandes possibilités de trajectoire d'un descellement et les différentes techniques possibles en fonction des objectifs visés et des contraintes présentes, partant de l'état initial scellé jusqu'à l'état final fonctionnel végétalisé ou non. Les encadrés indiquent les actions de refunctionalisation du sol. Adapté de Quadu et al. (2021)

1.3.2. Liens sémantiques entre les concepts de descellement, de renaturation, désartificialisation et de solutions fondées sur la nature

Le descellement peut être mis en œuvre dans des projets de renaturation ou de solutions fondées sur la nature (SfN), bien que les visions de ces différents concepts soient nombreuses au sein de la communauté scientifique et des acteurs de l'aménagement.

1.3.2.1. Descellement des sols et solutions fondées sur la nature

L'UICN définit les SfN comme les actions visant à protéger, gérer de manière durable ou restaurer des écosystèmes naturels ou modifiés ou créer des écosystèmes en milieu urbain, pour relever directement les enjeux de société de manière efficace et adaptative, tout en assurant le bien-être humain et des avantages pour la biodiversité. Les SfN doivent être intégrées dans les politiques publiques, appliquées à large échelle (celle du paysage), et peuvent être appliquées en synergie avec des procédés techniques ou d'ingénierie non écologiques. La Commission Européenne reprend et précise la définition de l'UICN, en soulignant le nécessaire « renforcement de la place de la nature, des traits et processus naturels au sein des villes [...] à travers des interventions adaptées aux contextes locaux, efficaces dans la gestion des ressources et systémiques ». Les SfN incluent donc de nombreuses actions et démarches : toits et façades végétalisés, gestion agro-écologique, gestion et restauration des dunes, bassins d'infiltration ou encore zones humides construites. Les approches de descellement urbain peuvent y trouver leur place, au sein des trames (vertes, bleues, brunes), des infrastructures vertes ou bleues, dans la gestion intégrée des eaux pluviales ou la création d'espaces végétalisés. Le concept de Trame Verte et Bleue (TVB) issue du Grenelle de l'environnement consiste en un réseau cohérent de continuités écologiques permettant la survie et la circulation des espèces animales et végétales, sur des espaces essentiellement forestiers et prairiaux (vert) ou des continuités hydrologiques (bleu).

Le rapport de l'observatoire national sur les effets du réchauffement climatique (2019) et sur les SfN pour s'adapter au changement climatique fournit plusieurs exemples de SfN avec descellement. On peut donner l'exemple de l'opération de renouvellement urbain en zone

inondable des portes du Vercors. Il s'agit d'un aménagement en écoterritoire mixte débuté en 2023 et qui intègre du bâti ainsi que des espaces verts, avec une volonté de respecter le fonctionnement hydraulique du site et de développer et valoriser une trame verte et bleue. Les opérations de descellement, végétalisation et restauration écologique intègrent notamment la réouverture d'un cours d'eau initialement busé sous une route.

1.3.2.2. Descellement et renaturation

Les notions de renaturation, ou de désartificialisation, renvoient aux questions de la « nature » en ville, essentiellement développées chez les aménageurs urbains (Pech et al., 2017; Clergeau et al., 2018). Il s'agit de concepts hybrides entre la restauration écologique (basée sur du génie écologique, en milieu naturel) et les projets de végétalisation urbaine. La renaturation vise à retrouver un sol non artificialisé en impliquant notamment un retour à la « pleine terre ». La renaturation visent le bien-être humain et les fonctionnalités écologiques, en prenant en compte le contexte local climatique et en s'appuyant sur les principes de l'écologie et de l'écologie du paysage, notamment la diversité d'espèces et la continuité écologique (Deboeuf De Los Rios, Barra, & Grandin, 2022). Descellement et renaturation sont donc des concepts liés : la renaturation peut s'effectuer sur un sol imperméabilisé ou non imperméabilisé, et inversement ; la renaturation est un objectif parmi d'autres du descellement.

1.3.3. Des leviers législatifs, réglementaires et fiscaux du descellement urbain

1.3.3.1. A l'échelle mondiale et européenne

Il n'existe pas d'obligation européenne de désimperméabiliser. Une proposition de directive relative à la santé des sols et à leur durabilité a été présentée par la Commission européenne en juillet 2023, et pourrait favoriser cette approche. Des actions sont déjà menées dans le cadre de la feuille de route pour une Europe efficace dans l'utilisation des ressources et de son programme *LIFE Save Our Soils* (European Commission, 2011, 2012). Dans ce document, le descellement est décrit en tant que mesure de compensation de

l'imperméabilisation, pouvant plus largement s'inscrire dans de la régénération urbaine *via* la reconversion de délaissés urbains ou dans de la renaturation.

1.3.3.2. La compensation du scellement des sols dans les lois

Le rapport de 2022 concernant la Loi Fédérale Allemande sur la Protection des Sols (Federal Ministry for the Environment, Nature Protection and Nuclear Safety, 2022) inclut le descellement dans les contributions indirectes à la réduction de l'utilisation des sols, s'appliquant pour les délaissés urbains et pour le réaménagement de sites utilisés. L'article 5 de cette loi autorise ainsi le gouvernement à édicter une ordonnance statutaire obligeant les propriétaires fonciers à désimperméabiliser des surfaces durablement désaffectées dont l'imperméabilisation est contraire aux dispositions du droit de l'urbanisme. L'Italie mène des actions de descellement dans le cadre de démolitions et de restauration de sols d'espaces bâtis (friches), dans le cadre de diverses lois régionales de planification urbaine, sur la régénération des espaces bâtis délaissés, le descellement et la limitation de la consommation des sols (lois et exemples décrits par Garda (2022)).

En France, aucune loi n'impose du descellement, et il n'existe pas de réglementation spécifique à la reconstitution de sols fertiles après descellement (Cheverry & Gascuel, 2009). La récente loi Climat-Résilience prévoit la renaturation de sols artificialisés en compensation de nouvelles artificialisations (Légifrance, 2021), qui seront alors déduits de la consommation des sols artificialisés (selon la Loi n° 2023-630 - article 7 (Légifrance, 2023a)). Cela s'inscrit dans le cadre de l'objectif 0 % d'artificialisation nette des sols (ZAN) d'ici 2050, conformément au cadre européen. Ensuite, depuis le 1^{er} juillet 2023, l'article 101 de la loi Climat-Résilience impose aux établissements recevant du public propriétaires de parcs de stationnement extérieurs d'« *installer des revêtements de surface, aménagements hydrauliques ou dispositifs végétalisés favorisant l'infiltration des eaux pluviales ou leur évaporation et préservant les fonctions écologiques des sols* ». Cette obligation est transférée dans le Code de la construction et de l'habitation, s'appliquant aux parkings existants ou neufs de plus de 500 m² (soit à partir de 25 places) sur au moins la moitié de la surface du sol, avec une période de mise en conformité s'étendant jusqu'en 2028.

1.3.3.3. A l'échelle locale : intégrer la désimperméabilisation dans les documents de planification et d'aménagement des territoires

En France, le descellement des sols s'inscrit dans diverses politiques publiques telles que la charte de l'arbre du Grand Lyon de 2017 ou du Plan climat visant notamment à lutter contre les îlots de chaleur et à améliorer le cadre de vie. Ainsi, à Paris, le descellement est soutenu par l'objectif 10 de la Stratégie de Résilience de Paris qui vise à transformer les cours d'écoles en oasis de fraîcheur, par l'action 19 du Plan Biodiversité de Paris sur la résilience urbaine et à l'adaptation au changement climatique, et par les Plans « Climat air-énergie » et « Paris-Pluie » (Natureparif, 2019). Des collectivités situées à l'international s'engagent également dans des stratégies similaires. Par exemple, la Ville de Parme (Italie) s'est engagée à doter son plan d'urbanisme de stratégies et de mesures de compensation urbaine et d'adaptation au changement climatique, conformément à la réglementation régionale.

Le renouvellement urbain offre l'occasion aux collectivités territoriales de considérer les opportunités de descellement, en repensant la configuration spatiale de leurs territoires. Les opérations de désimperméabilisation peuvent être favorisées dans les documents formels d'urbanisme et les schémas de planification (Annexe 1), comme indiqué dans le guide « La Nature dans nos villes et villages » du réseau des Agences d'urbanisme du Grand Est (2020). Des outils d'aménagement peuvent être mobilisés, via les coefficients de pleine terre comme dans le plan local d'urbanisme (PLU) de Bagneux de 2016, ou avec des conventions d'aménagement ou des cahiers des charges de cession de terrain. Le document d'orientations et d'objectifs (DOO) du SCoT, comme celui du Grand Narbonne, peut favoriser le descellement des sols par exemple à travers l'étude de secteurs propices à une désimperméabilisation hydrique, bien qu'il repose uniquement sur de la préconisation i.e., sur une volonté politique. Par ailleurs, la réglementation du code de l'urbanisme relative à la biodiversité, aux continuités écologiques et à la qualité paysagère peut appuyer le DOO (articles L141-10 et 18). Enfin, les schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) peuvent prévoir des objectifs de compensation des impacts du scellement *via* de la désimperméabilisation, comme le SDAGE du bassin hydrographique Rhône-Méditerranée-Corse (2016-2021) qui porte un objectif de surface désimperméabilisée cumulée de 150% d'une surface nouvellement imperméabilisée.

Finalement, le descellement a ainsi sa place comme outil technique complémentaire d'autres stratégies (e.g., réutilisation du bâti existant), pour compenser les conséquences du scellement imperméable des sols dans le cadre du ZAN et sous réserve d'en rendre le coût raisonnable (Fosse, 2019). Il existe des leviers à différentes échelles territoriales qui peuvent favoriser la désimperméabilisation ou le descellement de sols. Néanmoins, selon Fosse (2019) ces outils sont souvent mal articulés entre eux, indirects, facultatifs et marginaux. Les pratiques de compensation et de remise en état de sols scellés sont encore en deçà des dégradations occasionnées et les impacts des projets sur les sols sont sous-estimés, notamment par manque de connaissance des impacts anthropiques sur les sols et leurs fonctionnalités (Limasset et al., 2021).

1.3.4. Un concept récent, encore peu étudié

Pour évaluer à la fois les connaissances et les lacunes, aux niveaux théoriques et techniques, sur les sols désimperméabilisés, le moteur de recherche dédiés aux publications scientifique *Google Scholar* a été utilisé avec les mots-clés *desealing+soil+urban* définis dans les parties précédentes, en français et en anglais. Avec les termes en anglais, 330 résultats ont été obtenus (hors citations et toutes dates confondues), dont 148 dataient de 2020-2022, et seulement 12 articles de journaux scientifiques (pour le reste des publications les termes utilisés pour la recherche étaient simplement cités une ou plusieurs fois dans le texte). En français, (« désimperméabilisation+urbains+sols »), la recherche donnait 114 résultats dont 107 entre 2020 et 2022 et seulement 1 article scientifique. Il existe donc très peu de publications scientifiques nationales ou internationales traitant de la méthodologie ou des conséquences du descellement des sols. Ces chiffres peuvent être comparés aux 1220 résultats obtenus sur google scholar pour les termes « Constructed Technosols » (sols construits) entre 2020 et 2022.

Seulement une quinzaine d'études scientifiques portant sur le descellement des sols urbains ont finalement été recensées (Annexe 2). Certaines se focalisaient sur les méthodologies d'identification des espaces à desceller ou sur l'évaluation des impacts de la désimperméabilisation au moyen de méthodes cartographiques. Dans ce cadre s'inscrivent également les projets portant uniquement sur des mesures microclimatiques, ou des sites

démonstrateurs ou de laboratoire à ciel ouvert, dont les études ne sont pas encore achevées. Les rares études sur un suivi expérimental *in situ* de “desealing” (Maienza et al., 2021; Tobias et al., 2018; Ugolini et al., 2020) portaient sur de la refonctionnalisation de sols excavés en profondeur sous un revêtement i.e., les sols en place qui ont été tronqués (et végétalisés par plantations d’espèces ligneuses), ou bien sur des sédiments alluvionnaires et pollués (Renella, 2020), tous deux ne pouvant être comparés aux granulats de voirie étudiés. Des études traitent de descelllement de voiries avec plantations d’arbres (Parison et al., 2023; Tobias et al., 2018) mais ne sont pas focalisées sur le compartiment sol et ne donnent donc aucun détail sur l’état physico-chimique des sols avant ou après descelllement. Des études sur les sols dégradés par terrassement puis refonctionnalisés (Chen et al., 2014; Chen et al., 2013; Gros, 2002) nous ont permis de discuter de l’effet de décompaction et de l’évolution attendue des sols descellés et semés. Différents usages de sol ou objectifs sont identifiés dans ce petit nombre d’études : la restauration écologique *via* la remise à ciel ouverts de cours d’eau canalisés et enterrés ou des effacements de routes, la reconversion de friches urbaines ou industrielles (anciens parking, bâtis, sites de stockage, etc.), du réaménagement de cours d’établissements scolaires ou d’espaces de voirie (e.g., trottoirs, parkings).

En contraste avec le peu de publications scientifiques sur les mesures de descelllement de sols, les sources d’informations non scientifiques abordent de plus en plus ce sujet (guides méthodologiques, fiches techniques, webinaires, documents d’urbanisme de collectivités, d’institut, de structures publiques officielles). En effet, depuis un peu moins d’une dizaine d’années, de nombreux acteurs de l’aménagement urbain proposent différentes ressources sur ces questions de désimperméabilisation, de revêtements perméables, de SfN ou encore de renaturation (le Cerema, P&C, l’ARB, l’OFB, l’Adopta, le CNFPT, l’Ademe, DREAL, les Agences de l’eau, des agences d’urbanisme).

1.3.5. Apport de la littérature scientifique sur l’évolution des caractéristiques et des fonctionnalités des sols après descelllement

1.3.5.1. Une amélioration des propriétés physico-chimiques au cours du temps

Les sols descellés avec une intervention minimale peuvent augmenter rapidement leur fertilité physique, chimique et biologique, et ce même si les sols sont contaminés. L’étude de

Maienza et al. (2021) a démontré, par le biais d'essais expérimentaux *in situ*, qu'un sol descellé peut voir sa fertilité agronomique et sa fonctionnalité biologique augmenter, sans ajout de matériaux extérieurs (y compris de la terre végétale). L'étude portait sur des sous-couches de sols scellés, initialement à usage de parking ou de site de traitement de déchets. L'étude de Renella (2020) aboutit à la même conclusion mais pour des sols descellés présentant une pollution organique et minérale. Ses résultats montrent un effet du descelllement et une amélioration rapide des paramètres physico-chimiques et microbio-chimiques, même sans intervention, améliorant ainsi certains services écosystémiques rendus par les sols (stockage de C, fertilité, recyclage de la matière organique).

1.3.5.2. Des sols descellés supports de végétation

La littérature montre que des espèces végétales peuvent se développer dans des sols très contraints et très anthropisés, par exemple dans les diverses anfractuosités d'un revêtement de surface (Bonthoux et al., 2018; Bonthoux, Voisin, Bouché-Pillon, & Chollet, 2019; Philippe Clergeau et al., 2018). Bonthoux et al. (2018 ; 2019) ont montré que des trottoirs en sable stabilisés ou en asphalte en bon état (récents) ou dégradés (fissurés) peuvent tous accueillir une diversité de plantes spontanées dès qu'un tout petit peu de matériaux fins est présent pour permettre leur développement. Les auteurs soulignent donc que même de petits espaces contraints tels que les trottoirs peuvent rendre des services écosystémiques en termes de biodiversité végétale et d'appréciation par les habitants. Un descelllement de tels espaces pourrait potentiellement augmenter ces services.

Très peu d'études (Annexe 2) ont suivi et évalué les caractéristiques et fonctions de sols descellés et de leur couvert végétal. Renella (2020) a montré que des sols urbains initialement scellés et pollués étaient colonisés par de la végétation spontanée après enlèvement du revêtement hydrocarboné et la sous-couche de grave, sans ajout de matériaux ou gestion post-travaux. De tels sites, avec peu de gestion ultérieure, peuvent être bénéfiques pour la nature car ils offrent la possibilité de développer des écosystèmes pionniers, comme ce qui est constaté pour nombre de friches ou délaissés urbains (Tobias et al., 2018). Ugolini et al. (2020) étudie la refonctionnalisation de sols extraits de sous-couches de sol scellé initialement à usage de parking ou de site de traitement de déchets. Ils montrent que ces

horizons de sols urbains supportent la croissance végétale arbustive (plantations de deux espèces) durant au moins 3 ans avec irrigation journalière, notamment grâce à une capacité de drainage hydrique satisfaisante.

1.3.6. Réutilisation in-situ et refunctionalisation des sols descellés par génie pédologique

Face à au constat que les aménagements paysagers de descellement en ville reposent principalement sur des apports extérieurs (terre végétale en particulier), d'autres stratégies sont développées par les acteurs de la recherche scientifique ou de l'aménagement urbain.

Le descellement d'un sol peut s'inscrire dans une démarche de construction de Technosols fertiles. Cette approche basée sur le génie pédologique vise à imiter les propriétés, le fonctionnement et la structuration des sols naturels, en mélangeant des matériaux technologiques, des sous-produits faiblement valorisés et des déchets organiques et/ou minéraux (Béchet et al., 2017; Damas & Coulon, 2016). Cette technique s'adapte aux usages sélectionnés et aux divers matériaux (déchets) disponibles localement, réutilisés sur site soit récupérés le plus près possible du site. Ainsi, la construction de sols répond à plusieurs objectifs et enjeux d'actualité : répondre aux besoins en sol pour les aménagements urbains, économiser la ressource primaire que constituent les sols arables, valoriser les déchets pour les réduire (économie circulaire), et limiter leurs transports et la pollution associée (Damas & Coulon, 2016; Laure Vidal-Beaudet, 2017). Ces techniques s'inscrivent ainsi dans la loi française de 2015 relative à la "transition énergétique pour la croissance verte" qui fixe comme objectif à l'État et aux collectivités locales de valoriser au moins 70 % des matériaux et déchets produits sur les chantiers dont ils sont maîtres d'ouvrage.

Cette construction de sols est de plus en plus documentée dans la littérature scientifique. Ces dernières portent sur les possibilités de construction de sols, leurs avantages et inconvénients, leurs évolutions, leurs caractéristiques physiques, chimiques, leurs effets et réponses vis-à-vis de la faune et flore (Burrow, 2015; Deeb et al., 2016a, b; Fabbri et al., 2021; Hafeez et al., 2012; Hafeez et al., 2012; Pey, 2010; Pruvost, 2018; Rokia et al., 2014; Séré, 2007; Vidal-Beaudet et al., 2016). Le projet de recherche SITERRE a développé des procédés

opérationnels de construction de sols, et en particulier pour des usages de squares et parcs et pour les arbres d'alignement. Les matériaux potentiellement utilisables pour la construction de Technosols fertiles ont fait l'objet d'un travail de recensement, de classement et de caractérisation. Onze matériaux-modèles ont été plus finement étudiés pour leurs propriétés agronomiques et mécaniques et à travers différentes formulations (nature, proportions des matériaux). Ils incluaient six matériaux minéraux (béton concassé, ballasts usagés, terre excavée acide et terre excavée basique, écarts de fabrication de briques, déchets de déconstruction de bâtiments) et cinq matériaux organiques ou organo-minéraux (déchets verts broyés, boues papetières, boues de station d'épuration, composts de déchets verts et de boues de station d'épuration, déchets de balayage de rue). L'enrobé hydrocarboné, le revêtement majoritairement utilisé pour les voiries, n'est pas inclus dans cette liste puisqu'il existe une filière de recyclage dédiée, avec de nombreuses publications sur les enrobés recyclés (e.g., Legret et al., 2005). Le tableau 4 résume les valeurs guides ou seuils de plusieurs propriétés physico-chimiques utiliser pour estimer la fertilité d'un sol, qui sont notamment basé sur les résultats du projet SITERRE.

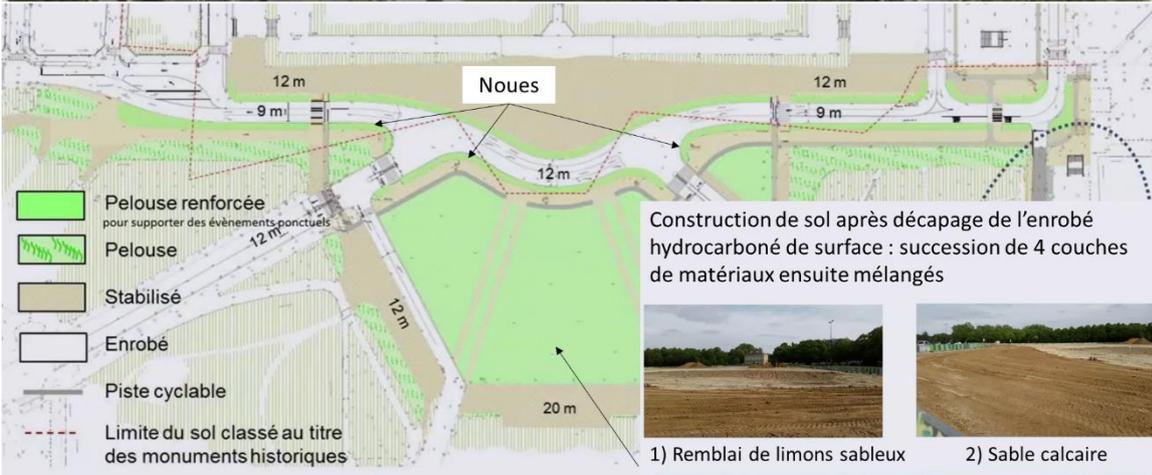
*Tableau 4: Valeurs guides de certaines propriétés physico-chimiques du sol, utilisées pour estimer sa fertilité. Extrait de (Fourvel (2018). Les plages de valeurs des paramètres avec une * sont basées sur les résultats du projet SITERRE (Damas & Coulon, 2016).*

Paramètres	Unité	Plage de valeurs optimales	Plage de valeurs défavorables
Masse volumique apparente (MVA)	g.cm^{-3}	< 1,2	> 1,7
Macroporosité	$\text{m}^3.\text{m}^{-3}$	> 0,2	< 0,05
pH*		6,5 – 7,5	< 6,5 et > 7,5
Teneur en azote total (N_{tot})*	g.kg^{-1}	10 – 20	< 2 et > 20
Ratio $C_{\text{org}}/N_{\text{tot}}$ *		8 - 10	< 6 et > 15
Teneur en P_{Olsen} *	g.kg^{-1}	> 0,12	< 0,04
Capacité d'échange cationique (CEC Metson)*	$\text{Cmol}+.\text{kg}^{-1}$	> 40	< 12
Conductivité électrique (CE)*	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	< 500	> 2000

La réutilisation et la valorisation sur place des matériaux de descèlement a été choisie dans plusieurs projets servant de sites démonstrateurs ou de laboratoire à ciel ouvert. On peut donner les exemples de la reconversion d'une friche en un espace naturel à Saint-Nicolas de Redon (Pethe, 2020), du site *Asphalte jungle* à Paris (75), le *Jardin CasseDalle* de la cité maraîchère de Romainville (93), le site *Aéroport* à Calonne-Ricouart (62) ou encore le *Jardin*

des Joyeux à Aubervilliers (93) (Source : partenaires du projet Dessert). En particulier, le cas du réaménagement (renouvellement) des espaces extérieurs du site de l'ADEME à Angers fournit un exemple qui concilie approche paysagère et enjeux environnementaux - descellement, gestion des eaux pluviales, économie circulaire (Pethe, 2020). Le descellement s'est accompagné d'une construction de sol avec réemploi *in situ* des matériaux de revêtement et des couches sous-jacentes. Cette technique a été basée sur un diagnostic des ressources en matériaux. En effet, ce site présentait une diversité de matériaux de revêtement de voirie, résultat d'opérations successives (plus de 10 matériaux différents, enrobé noir classique, enrobé rouge, beige, bicouche, dallage, pavage, stabilisé, etc.), associés à différentes couches sous-jacentes. Le parvis a été descellés sur 296 m² et refonctionné par construction de sol et végétalisation avec des espèces adaptées aux caractéristiques physico-chimiques de ce sol. Le réaménagement a aussi converti une dalle de béton coulé en place en un cheminement en opus avec des joints perméables végétalisés avec des sédums. Un autre exemple dont la méthode de descellement a été détaillé est celui de l'esplanade du château de Vincennes, décrit en figure 9.

Finalement, dans le cadre d'un réaménagement paysager urbain avec descellement des sols, la question se pose de la possibilité de réutiliser et valoriser sur place les matériaux, encore peu ou pas étudiés dans ce cadre. Il s'agit ainsi d'évaluer si les matériaux présentent un potentiel de refonctionnement suffisant pour nécessiter une intervention moindre qu'une excavation totale. C'est sur ces problématiques que se développe ce travail de thèse.



Surfaces (en m ²)	Avant descellement	Après descellement
Surface imperméable en enrobé	31 000	13 290
Surface perméable (stabilisé ou enrobé poreux)	12 000	12 470
Surface perméable (végétalisées = prairie + noues)	0	17 240
Total	43 000	43 000

Figure 9: Exemple de descellement de l'esplanade Saint-Louis au château de Vincennes avec la photo du site avant travaux, le plan de l'aménagement avec descellement, les matériaux utilisés et les surfaces descellées selon les différentes solutions techniques choisies. (ECT 2021)

Démarche globale de la thèse et problématiques

La question de la résilience des sols scellés se pose. Quelques études ont montré que les horizons profonds peuvent être fonctionnels une fois remis à ciel ouvert, mais aucune n'a testé les fonctionnalités potentielles des couches de voirie surmontant ces horizons tronqués (fertilité, innocuité, etc). Le recours à des déchets et résidus urbains offrent des pistes intéressantes et de nombreuses études montrent les bénéfices des sols construits. Ainsi, la réutilisation des matériaux issus du site (revêtement de surface, couches sous-jacentes) pourrait s'inscrire dans une construction de sols, permettant de valoriser des matériaux qui seraient autrement considérés comme des déchets à leur sortie de site (dans une logique d'économie circulaire). Toutefois, les quelques guides existants associés directement ou indirectement au descellement des sols donnent peu d'indications sur la prise en compte des fonctions et SE associés, et ne fournissent pas d'information sur le diagnostic initial du sol, ni sur le suivi post-descellement (fertilité, mobilisation potentielle de contaminants). Le peu de littérature met aussi en évidence plusieurs obstacles, parmi lesquels le choix des paramètres à mesurer et la capacité de mesure, et la représentativité des sols descellés étudiés (types, usages, techniques, facteurs environnementaux, ...).

A l'issue de l'état de l'art, plusieurs questions générales émergent pour poser les bases de ce travail de thèse :

- Comment végétaliser des espaces aujourd'hui scellés ?
- Est-ce que l'écosystème dégradé du sol, est de lui-même résilient après enlèvement du revêtement imperméable de surface ?
- Quelles sont les techniques à mettre en œuvre pour réactiver certaines fonctions du sol descellé ?
- Est-il possible et intéressant d'utiliser des matériaux du site pour refonctionnaliser les sols descellés ?

Ces questionnements généraux sont décomposés en quatre questions scientifiques, chacune associée à une hypothèse, et auxquelles le travail de thèse se propose de répondre :

- 1) Dans le cadre d'un réaménagement paysager urbain, quelles sont les méthodes de descelllement les plus performantes pour rendre le sol multifonctionnel et fertile, vis-à-vis de l'usage envisagé ?

Hypothèse 1 : Les modalités de génie pédologique choisies vont déterminer la capacité du sol à être fertile et multifonctionnel

- 2) Des méthodes de descelllement économes en terre végétale présentent-elles le même potentiel qu'un sol reconstitué pour rendre des fonctions et services ?

Hypothèse 2 : des sols urbains descellés rendent des fonctions et services, qui, après l'utilisation de génie pédologique (usages, formulations, végétations, gestion), peuvent être comparables à celles d'un sol reconstitué (innocuité, fertilité agronomique, supports pérennes d'une végétation)

- 3) Quelles sont les évolutions observées (au cours des phases précoces de pédogenèse) des propriétés et fonctions des sols de voirie descellés et végétalisés avec une strate herbacée ?

Hypothèse 3 : les sols descellés seuls évoluent rapidement et cette pédogénèse précoce est visible dans les 18 premiers mois d'évolution du sol

- 4) Comment suivre l'évolution des sols descellés et évaluer au cours du temps l'efficacité du descelllement i.e., les bénéfices obtenus en termes de fonctions et services associés ?

Hypothèse 4 : les indicateurs physiques, chimiques et biologiques choisis pour les suivis expérimentaux réalisés dans le cadre de cette thèse sont pertinents pour suivre l'évolution des propriétés et fonctions des sols descellés et évaluer les services rendus

Pour tester ces hypothèses, les investigations et expérimentations menées sont présentées dans ce manuscrit, et dont les objectifs scientifiques sont les suivants :

- Améliorer la connaissance sur les pratiques actuelles de descelllement, en identifiant et caractérisant des opérations de descelllement,
- Caractériser les matériaux de sols descellés pour vérifier leur innocuité environnementale et sanitaire, pour pouvoir les intégrer dans le cadre d'une économie circulaire,
- Étudier les effets du descelllement sur les caractéristiques et fonctions physiques, chimiques et biologiques des sols, et en particulier évaluer les propriétés agronomiques de ces sols très anthropisés, et leur capacité à redevenir multifonctionnels et à être support de végétation,
- Étudier l'évolution des sols descellés au cours des phases précoces de pédogenèse,

- Discuter des services écosystémiques rendus par les sols descellés en lien avec l'usage visé et donc leur intérêt pour répondre aux enjeux des villes (gestion des eaux pluviales, qualité de vie, végétalisation, gestion économe de l'espace, etc.),
- Tester différentes méthodes de descelllement pour discuter des conditions optimales de substrats et des leviers techniques/opérationnels d'optimisation.

Démarche

Cette thèse est structurée en deux grandes parties, qui s'intéressent à (1) améliorer la connaissance scientifique et technique sur les pratiques de descelllement (chapitre 3), et (2) à l'impact de la réutilisation (nature, proportion) des matériaux de Technosols ekanics sur le risque environnemental, la fertilité physique et chimique ainsi que la survie et le développement de végétaux herbacés en conditions contrôlées (chapitre 4) ou *in situ* (chapitre 5). L'ensemble des résultats obtenus seront remobilisés dans une dernière partie (chapitre 6) pour tenter de répondre aux questions scientifiques posées et suggérer des recommandations aux acteurs de l'aménagement urbain. Les principales étapes du travail décrites dans les différents chapitres sont résumées par la figure 10, tandis que les fonctions et services étudiés par les essais expérimentaux sont résumés dans le Tableau 5.

Tableau 5: Fonctions étudiées dans le cadre de ce mémoire et services écosystémiques associés

Compartment	Fonctions étudiées	Services écosystémiques
Sol (Compartment abiotique et biotique – micro-organismes, pédofaune), en interactions avec son couvert végétal	Rétention et fourniture de nutriments, fertilité agronomique (physico-chimique et développement herbacé quantitatif et qualitatif)	Production végétale non-alimentaire Ressources ornementales herbacées
	Flux d'eau, mise en solution des éléments (infiltration, drainage) Capacité de rétention de l'eau de pluie (suffisante pour un couvert herbacé)	Régulation du cycle de l'eau quantitative (régulation des inondations, fourniture d'eau douce)
	Filtration, pouvoir tampon, épuration, innocuité (absence de contamination)	Régulation du cycle de l'eau qualitative, gestion des contaminants
	Capacité de stockage ou recyclage de la matière organique	Régulation des cycles des éléments (C, N, etc.), stockage de C, gestion des déchets
	Habitat, support physique, d'ancrage	Soutien de la biodiversité

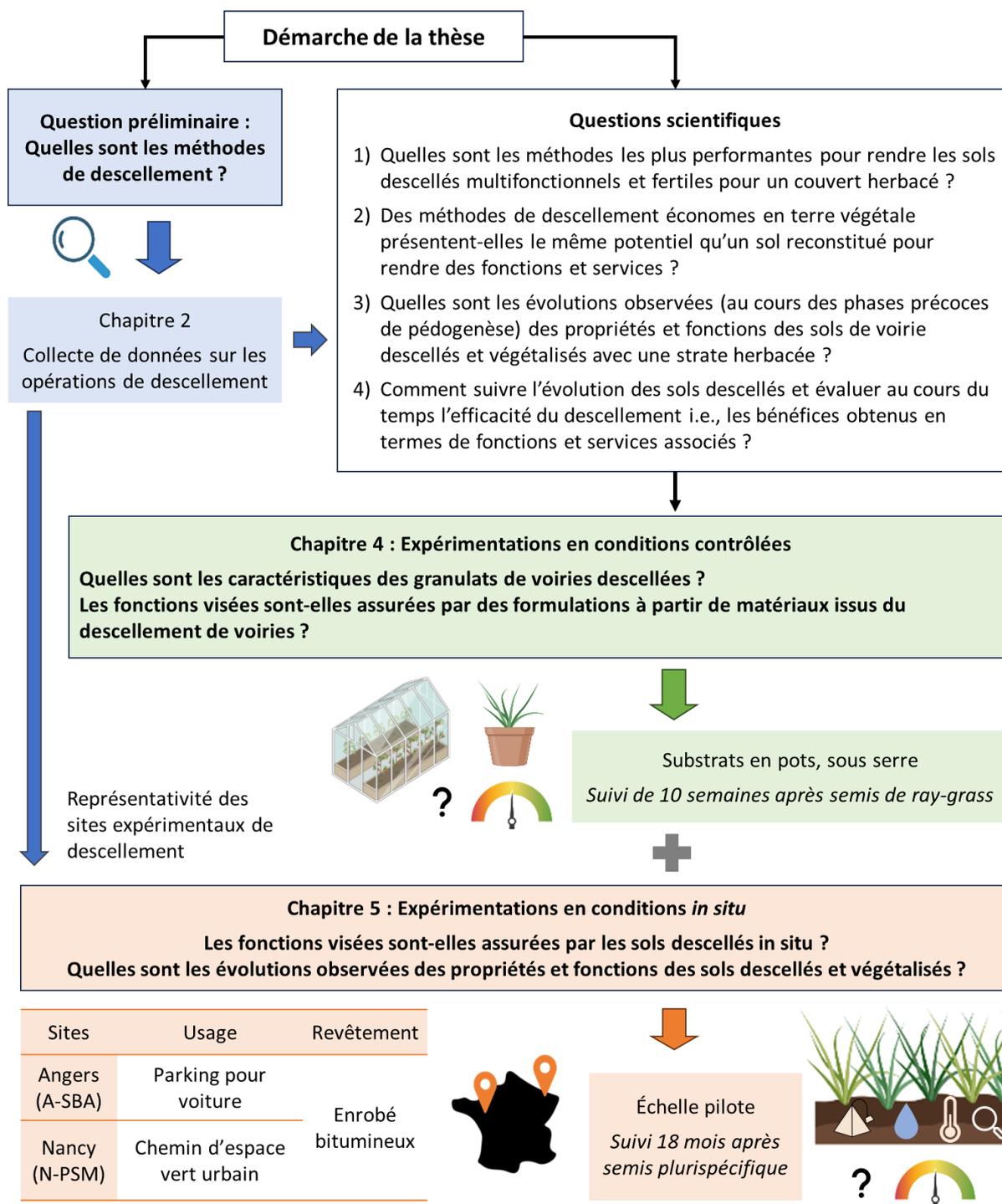


Figure 10: Schéma de synthèse résumant la démarche globale, les questions scientifiques et les méthodes mises en œuvre dans la thèse

Chapitre 2. Acquisition de connaissances sur les pratiques de descellement et les sols descellés

L'objectif de ce chapitre est de caractériser les opérations actuelles de descellement, leurs objectifs et les méthodes employées et pour quels usages urbains. Les retours d'expériences sont collectés pour avoir une vue d'ensemble, élaborer une typologie et identifier les limites des pratiques actuelles.

2.1. Introduction

La littérature contient peu d'informations sur les opérations de descellement. Le présent travail visait donc à améliorer notre connaissance de ces pratiques. Pour ce faire, des retours d'expérience d'opérations urbaines de descellement ont été collectés. Les données quantitatives et qualitatives ont été rassemblées dans une base de données et analysées. Ce chapitre présente la méthodologie et les résultats de cette analyse. Les résultats obtenus ont également permis d'orienter l'élaboration des essais présentés dans les chapitres III, IV et V.

Plusieurs questions se posent quant aux opérations de descellement de sols urbains :

- Quelles sont les raisons et objectifs des projets urbains incluant du descellement ?
- Quelles sont les méthodes de descellement et lesquelles sont prépondérantes ?
- Selon quels critères d'entrée peut-on définir une typologie des projets de descellement ?
- Quelle proportion de surface scellée est généralement descellée ?
- Quels sont les coûts et les sources de financement des opérations de descellement ?
- Quels sont les limites et les leviers des approches de descellement identifiés par les aménageurs ou reflétés dans ces opérations ?

2.2. Méthode

2.2.1. Stratégie de collecte des données

Deux stratégies complémentaires ont été mises en œuvre pour recueillir des données sur les opérations de descellement : une enquête en ligne et une interaction directe avec des opérateurs de l'aménagement urbain.

Tout d'abord, un questionnaire (Annexe 3 a, b) a été élaboré à l'aide du logiciel « LimeSurvey ». Les structures ciblées par l'enquête étaient les bureaux d'études, les

paysagistes-concepteurs, les maîtrises d'ouvrage ou maîtrises d'œuvre (collectivités locales notamment) ainsi que les aménageurs privés en charge de la gestion d'espaces verts ou d'infrastructures urbaines et les entreprises de bâtiment et de travaux publics. Accessible sur internet du 7 juin au 17 septembre 2021, le questionnaire a été proposé par e-mail aux membres du réseau de P&C, constitué de diverses structures publiques et privées (> 600 structures principalement basées en France mais aussi en Suisse, Belgique, Espagne et Canada) (Annexe 4). Quinze autres structures, identifiées par des recherches bibliographiques, ont également été invitées par mail à répondre au questionnaire.

Des partenaires du projet DESSERT ont également contribué à la base de données. Le bureau d'études SCE et l'entreprise de paysagisme Wagon Landscaping ont ainsi fourni des informations détaillées sur des opérations de désimperméabilisation des sols dans lesquelles ils étaient impliqués en tant qu'opérateurs urbains.

2.2.2. Informations collectées

Le terme « désimperméabilisation » a été utilisé dans le questionnaire, car plus utilisé que « descellement ». Dans le texte d'accueil de l'enquête en ligne (Annexe 3), le choix a été fait d'indiquer une définition de la désimperméabilisation des sols suffisamment large pour que la plupart des opérations puissent être incluses et a été axée sur les résultats et les méthodes possibles : le « rétablissement des échanges gazeux, hydriques, biologiques pouvant inclure la modification des couches de sol de surface et en profondeur, construction de sol, mise en place de revêtements perméables, végétalisation ». Ainsi, les retours d'expérience étaient retenus si la surface imperméable était enlevée totalement ou partiellement, ou si elle était remplacée par un matériau plus perméable, excluant donc des structures hors sol telles que les toits végétalisés, la végétalisation en bacs ou les murs végétalisés modulaires (aucun répondant n'a indiqué ce type d'opération). L'enquête comprenait une soixantaine de questions indépendantes, pour la plupart semi-ouvertes (choix multiples avec réponses uniques ou multiples) ou libres et détaillées dans le tableau 6.

Tableau 6: Groupes de questions et synthèse des informations demandées pour chaque groupe

Groupe	Informations demandées
n°1	Informations sur le répondant (identité et fonction du répondant et de sa structure de travail).
n°2	Description générale du projet, comprenant la localisation du site, les dates de début et de fin du projet et des travaux de désimperméabilisation, l'usage du site avant et après désimperméabilisation, le rôle de la structure au sein du projet (tâches), les coûts et les sources de financement du projet.
n°3	Objectifs de l'opération de désimperméabilisation (classement par ordre d'importance), et notions spécifiques prises en compte dans le projet (ex. économie circulaire).
n°4	Caractéristiques du sol avant et après désimperméabilisation, incluant les propriétés du sol initial imperméabilisé, les surfaces désimperméabilisées, la nature et la gestion des couches superficielles imperméables et des matériaux sous-jacents, la méthode et les outils utilisés, la nature des revêtements perméables et/ou des amendements ajoutés.
n°5	Caractérisations (études) réalisées avant l'opération de désimperméabilisation et suivi réalisé après.
n°6	Caractérisation de l'éventuelle végétalisation du site désimperméabilisé, décrivant le type de végétation et les espèces mises en œuvre, ainsi que les critères de choix, l'entretien prévu et les résultats.
n°7	Retour d'expérience du répondant sur l'opération (bénéfices, difficultés) et informations complémentaires qu'il souhaitait partager.

2.2.2.1. Traitement des données et base de données

Chaque opération ou projet de désimperméabilisation correspondait à une entrée dans la base de données, à un retour d'expérience. Lorsqu'un même projet était décrit par deux répondants différents, les deux réponses étaient regroupées manuellement pour obtenir qu'un seul retour d'expérience sur ce projet. Le terme "réponse" est utilisé pour chaque donnée collectée à l'intérieur d'un retour d'expérience, en particulier pour les questions à choix multiples. Dans la mesure du possible, les données ont été triées, corrigées et complétées par la doctorante, à l'aide des fichiers joints par les répondants, des informations recueillies dans la littérature, voire par le biais d'entretiens téléphoniques ou mails complémentaires.

Comme certaines réponses ne distinguaient pas les différentes couches de sol, le sol sous la couverture imperméable a été décrit comme matériaux sous-jacents (certains répondants ont regroupé les différentes couches sous le terme "remblai" par exemple). Bien

que des corrections aient été apportées, des redondances entre les différents matériaux utilisés après désimperméabilisation étaient possibles : ainsi la catégorie "mélange terre-pierre" pouvait être conçu avec des matériaux catégorisés "déchets minéraux" (e.g., des déchets de béton concassé).

Certains retours d'expérience concernaient des opérations dispersées sur plusieurs petits sites ou réalisées à différents endroits à l'échelle de la commune; dans ce cas, soit les surfaces des différents sites ont été cumulées pour un retour d'expérience donné, soit une surface moyenne a été indiquée.

La structuration des données ne se prêtait pas à des analyses statistiques. Seul le lien entre les variables de la surface désimperméabilisée et du coût moyen d'une opération de désimperméabilisation a été évalué par un test de Kruskal (réalisé avec le logiciel R ; R Core Team, 2020) mais aucun lien n'a été obtenu.

Toutes les informations collectées ont été stockées dans une base de données disponible à l'adresse suivante : <https://doi.org/10.57745/VTMYP0>. Certaines données, par exemple relatives à la participation citoyenne ou aux détails de la végétation mise en œuvre (espèces), ne sont pas détaillées dans ce mémoire.

2.2.2.2. Complétude et représentativité des données

Cinquante opérations de désimperméabilisation ont été collectées par le biais de l'enquête en ligne et onze opérations grâce aux deux partenaires du projet DESSERT. Pour l'ensemble des 61 retours d'expérience, des informations générales sur le répondant et son affiliation, la description de l'opération de désimperméabilisation, la localisation, les dates d'opération, l'utilisation des matériaux de sols descellés et les objectifs ont été collectés.

Le coût total d'une opération de désimperméabilisation (48 sur 61 réponses - 79%), la source de financement (51 sur 61 - 84%) et l'intégration du projet dans la politique "éviter-réduire-compenser" (51 sur 61 - 84%) ont été jugés assez bien documentés. Cinquante-deux réponses (hors « ne sais pas » ou absence de réponse) ont été obtenues pour la question sur l'intégration de la notion de services écosystémiques dans le projet et à celle sur l'intégration dans une économie circulaire (réutilisation ou recyclage des matériaux initialement présents).

Comme attendu, les informations concernant les aspects techniques ont montré nettement plus d'imprécision et d'incomplétude. Seuls 33 répondants sur 61 (54%) ont donné un retour sur le devenir des sous-couches initiales, et seuls 50 et 39 répondants (i.e., 82% et 64% respectivement) ont mentionné des analyses, ou leur absence, avant et après les opérations de désimperméabilisation, respectivement. Les informations concernant le ratio de surface désimperméabilisées (19 sur 61 - 31%), la question de la contamination (15 sur 61 – 24%) ou encore la nécessité d'une décompaction des couches sous-jacentes au revêtement imperméable (10 sur 61 - 16%) ont été parmi les moins fournies. Le nombre de retours d'expérience sur les aspects végétaux était hétérogène, avec par exemple 53 réponses (sur 61) sur les strates végétales plantées après désimperméabilisation (arbres, arbustes, herbacées, mousses) ou 41 (sur 61) sur la correspondance entre sols et végétation. Enfin, des réponses aux questions ouvertes portant sur les difficultés rencontrées et les limites de l'opération de désimperméabilisation ont été obtenues pour 41 projets (67%), tandis que des sources d'informations supplémentaires ont été collectés pour 31 projets (51%) (fichiers joints tels que des photographies, des schémas des sites, des documents de présentation du projet).

Les pourcentages des types de répondants étaient assez représentatifs des acteurs urbains ciblés par cette enquête, puisque la majorité des répondants étaient des représentants des autorités locales (24 projets sur 61 - 39%), des paysagistes (23%) et des bureaux d'études (19,7%) (les autres répondants représentaient moins de 7% chacun). Parmi les organismes contactés *via* le réseau P&C, 12% (i.e., 24 sur 199) des collectivités locales ont répondu, ainsi que 13,6% (i.e. 14 sur 103) des architectes-paysagistes-concepteurs et 8,2% (i.e. 12 sur 147) des bureaux d'études. Ces trois types de structures intervenaient en tant que maîtrise d'ouvrage ou maîtrise d'œuvre pour les phases de montage, de conception, d'étude technique et de caractérisation du projet, ainsi que pour la mise en œuvre et la gestion (Annexe 5). En effet, dans la moitié des cas, les maîtres d'ouvrage ont assuré la gestion et la maintenance des sites de désimperméabilisation.

2.3. Description générale des projets de désimperméabilisation collectés

2.3.1. Dates, lieux et surfaces des opérations de désimperméabilisation collectées

Les projets de désimperméabilisation enregistrés dans la base de données ont débuté entre 2006 et 2021 (Figure 11) (sauf 1 projet en 1995). Ces pratiques ont augmenté de manière significative au cours des dernières années, puisque 70% des opérations ont été menées sur la période 2017-2021, avec des projets en cours ou récemment achevés. De plus, de nombreux répondants (45 sur 46 retours d'expérience) ont indiqué que d'autres projets de désimperméabilisation étaient prévus dans la même ville ou par le même opérateur urbain dans les années à venir.

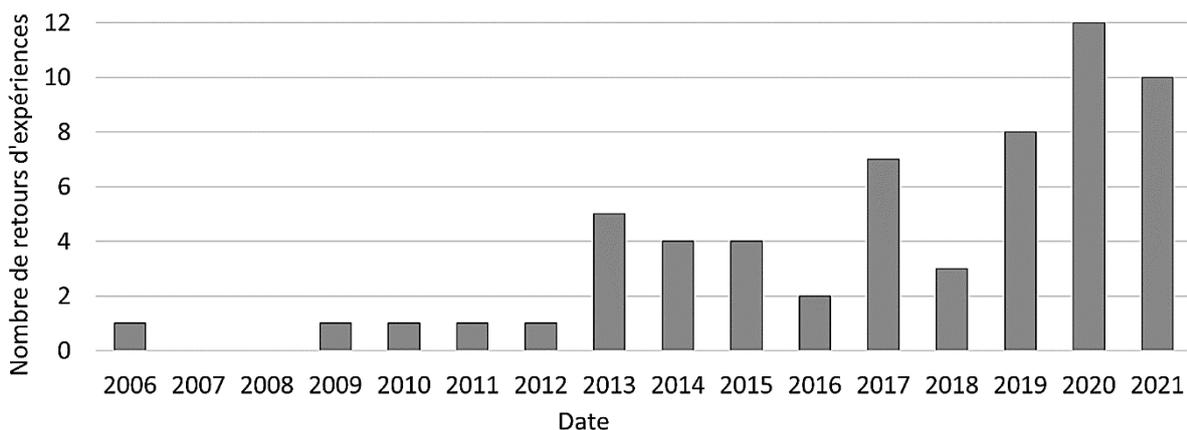


Figure 11: Nombre d'opérations de désimperméabilisation par an entre 2006 et 2021 (n = 61). La date correspond au démarrage du projet. Pour les projets consistant en plusieurs interventions de désimperméabilisation continues dans le temps, l'année de démarrage de l'ensemble du projet est utilisée.

Les projets de désimperméabilisation étaient situés dans 52 villes différentes (Figure 12), avec l'adresse du site ou du secteur indiqué dans 49 cas. Peu d'opérations de descellement (4 sur 61 - 7%) ont été réalisées dans des pays étrangers (une au Canada et trois en Belgique). Les opérations pouvaient être distinguées selon la taille des villes indiquées. La moitié des opérations de désimperméabilisation ont ainsi été réalisées dans des villes de taille intermédiaire (20 000 à 400 000 habitants, dont 3 opérations en Belgique). Le quart des

opérations a été réalisé dans des “petites” villes de moins de 20 000 habitants. Dix opérations étaient localisées dans des Métropoles (de plus de 400 000 habitants) dont une dans une grande ville du Canada et les neuf autres réparties dans sept des vingt-deux Métropoles françaises.

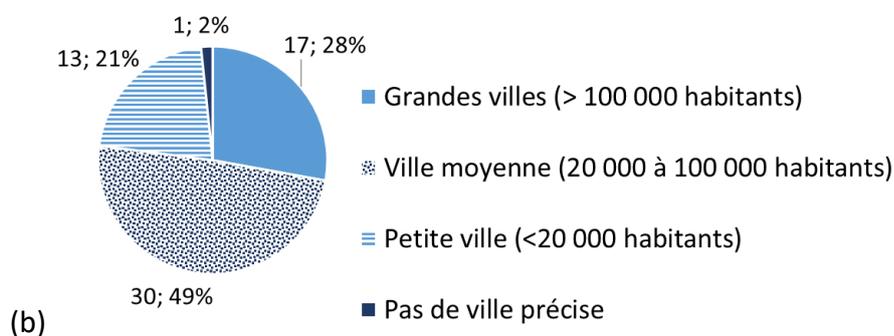
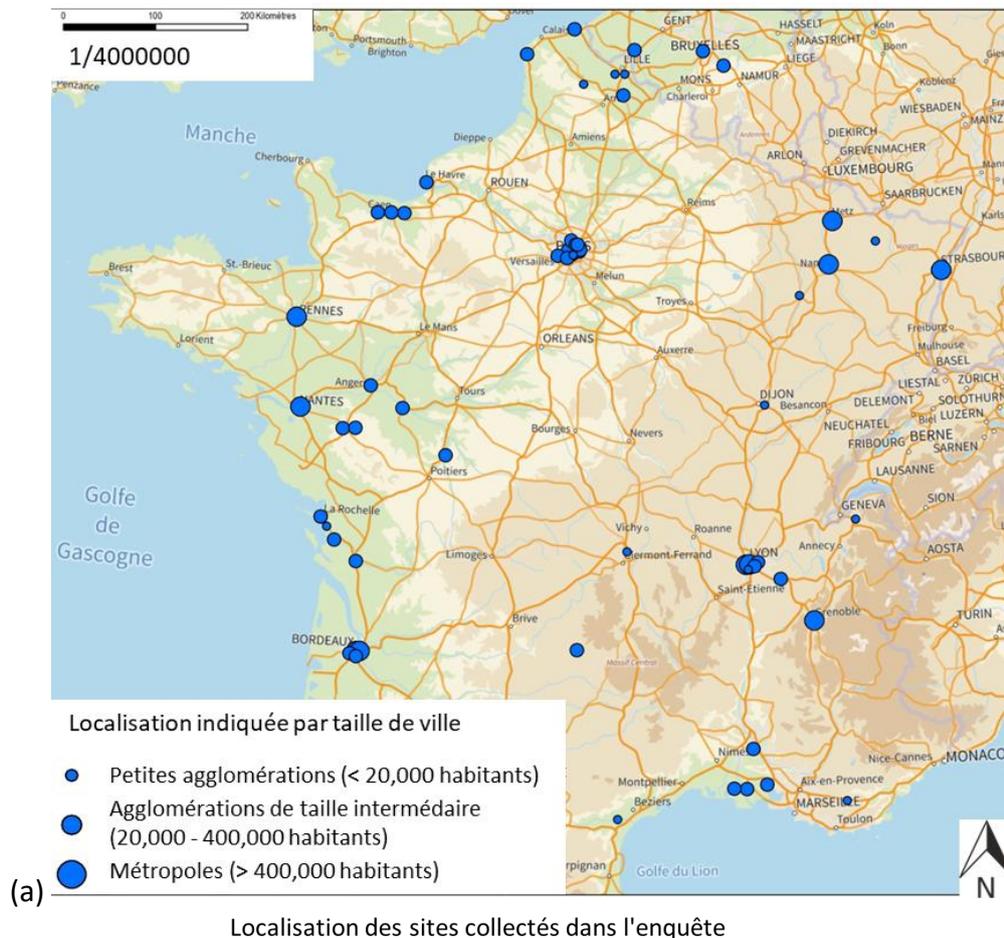


Figure 12: Localisation en Europe des opérations de désimpermeabilisation collectées (n = 61) : (a) visualisation sur carte et (b) répartition des opérations entre les différentes tailles de villes.

Les surfaces de désimperméabilisation étaient assez hétérogènes (de 18 m² à plus de 60 000 m²) mais plutôt petites avec une surface médiane par opération d'environ 1 100 m² (n=51). La surface descellée de 75 % des opérations était inférieure à 3 700 m², et 39 % des opérations présentaient des surfaces descellées inférieures à 500 m² (i.e., 20 réponses sur 51) (Figure 13a). La désimperméabilisation de vastes surfaces était plutôt rare : 7,8 % des opérations concernaient plus de 8 000 m², avec seulement trois projets dépassant les 25 000 m² désimperméabilisés. Les surfaces désimperméabilisées de 1 000 m² ou moins étaient souvent situées sur des espaces de voirie : trottoirs, chaussées, parkings et places publiques. Le ratio de la surface désimperméabilisée sur la surface scellée initiale, calculé sur 19 retours d'expérience, était plutôt bas, avec une moyenne de 31,9 % et une médiane de 21,7 % (Figure 13b). Treize opérations avaient un taux de désimperméabilisation inférieur ou égal à 25 %, tandis que seulement trois opérations dépassaient les 80 % (dont 2 à 100 %).

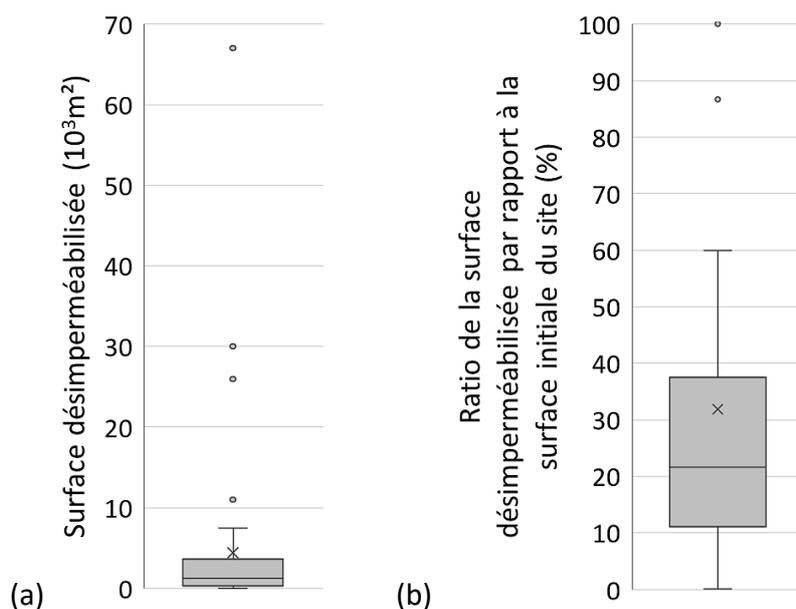


Figure 13: (a) Surface des sites de désimperméabilisation (n = 51) et (b) rapport entre la surface désimperméabilisée et la surface totale du site (n = 19).

2.3.1.1. Changement d'usages avant et après désimperméabilisation

Toutes les opérations décrites pouvaient être classées dans des types de paysages urbains utilisés pour décrire l'ensemble du tissu urbain. Il était possible d'associer un ou

plusieurs usages du sol à chaque catégorie de paysage urbain (Tableau 7). Ensuite, les changements globaux du tissu urbain ont été décrits en examinant les variations des types de paysages urbains avant et après désimperméabilisation (Figure 14). La désimperméabilisation a réduit le nombre de zones paysagères liées aux bâtiments publics, aux activités éducatives et aux infrastructures de transport. Les zones de friche ont été converties en d'autres types de paysage. En corollaire, la désimperméabilisation a augmenté le nombre de zones paysagères autonomes et collectives. Elle a également induit l'apparition d'un nouveau type de paysage liés aux ouvrages de gestion intégrée des eaux pluviales urbaines (GIEPU), correspondant à la moitié des réponses sur les usages après désimperméabilisation.

Tableau 7 : Classification des espaces paysagers urbains et des usages urbains associés (d'après Vidal-Beaudet et al, 2023)

Type d'espace paysager urbain	Usage urbain	Code
Autonomes et collectifs	Parc urbain et péri-urbain, jardins, squares, espaces naturels aménagés, jardins familiaux, ...	U1
Accompagnement de bâtiments ou équipements administratifs	Mairie, musée, hôpital, ...	U2
Accompagnements de bâtiments privés ou industriels	Bâtiments de services ou commercial, installations industrielles	U3
Espaces des zones résidentielles	Habitat collectif ou individuel, cimetière	U4
Accompagnements des espaces de loisirs et d'éducation	Activités éducationnelles, sportif et de loisirs	U5
	Cours d'établissement scolaire	U6
Accompagnement des infrastructures de transport	Chaussée, rue, trottoirs, ronds-points, rails, ...	U7
	Espaces de stationnement, places publiques	U8
Friches ou délaissés urbains	Cours d'eau, friches industrielles ou urbaines	U9
Ouvrage de gestion des eaux pluviales et de ruissellement	Bassin de rétention ou d'infiltration, tranchées drainantes, noues, arbres ou jardins de pluie, ...	U10

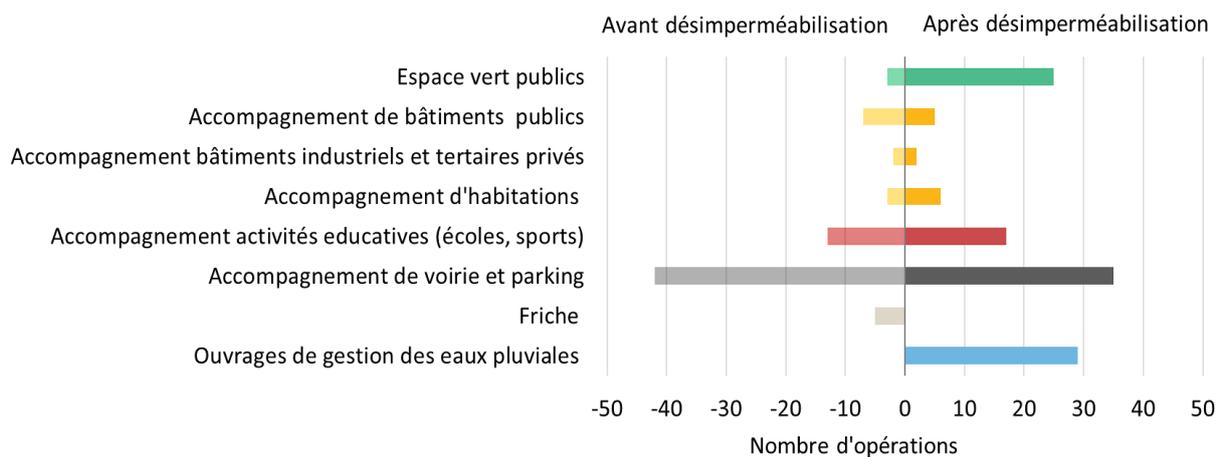


Figure 14: Types de zones paysagères avant et après désimperméabilisation (n = 61 retours d'expériences).

Pour chaque site de l'enquête, les usages avant désimperméabilisation, et leurs évolutions après désimperméabilisation, ont été identifiés. Les sites ont été classés en fonction du nombre d'usage présent avant désimperméabilisation et définis selon la liste du Tableau 7 : 42 sites avec 1 usage, 12 sites avec 2 usages, 5 sites avec 3 usages et 2 sites avec 4 usages. Après désimperméabilisation, chaque site comportait un ou plusieurs types d'usages, également définis dans le Tableau 7. Parmi les sites avec un seul usage avant désimperméabilisation (U2 à U9 - Figure 15), 17 sur 42 (i.e., 40,5 %) ont conservé leur usage initial, en réduisant simplement la surface imperméable. 16 sites (i.e., 38,1 %) ont conservé leur usage initial et en ont acquis un second, généralement un usage d'ouvrage de GIEPU (U10 pour 14 sites) ou, dans une moindre mesure, un usage de type parc (U1 pour 3 sites). Pour six sites (1 U7, 3 U8 et 2 U9), l'usage initial a été remplacé par un usage de parc après désimperméabilisation. Deux sites en friche ont été totalement transformés avec la mise en place d'un habitat collectif accompagné d'espaces verts, de structures de GIEPU, de routes, bâtiments commerciaux et parkings (illustrations en annexe 6).

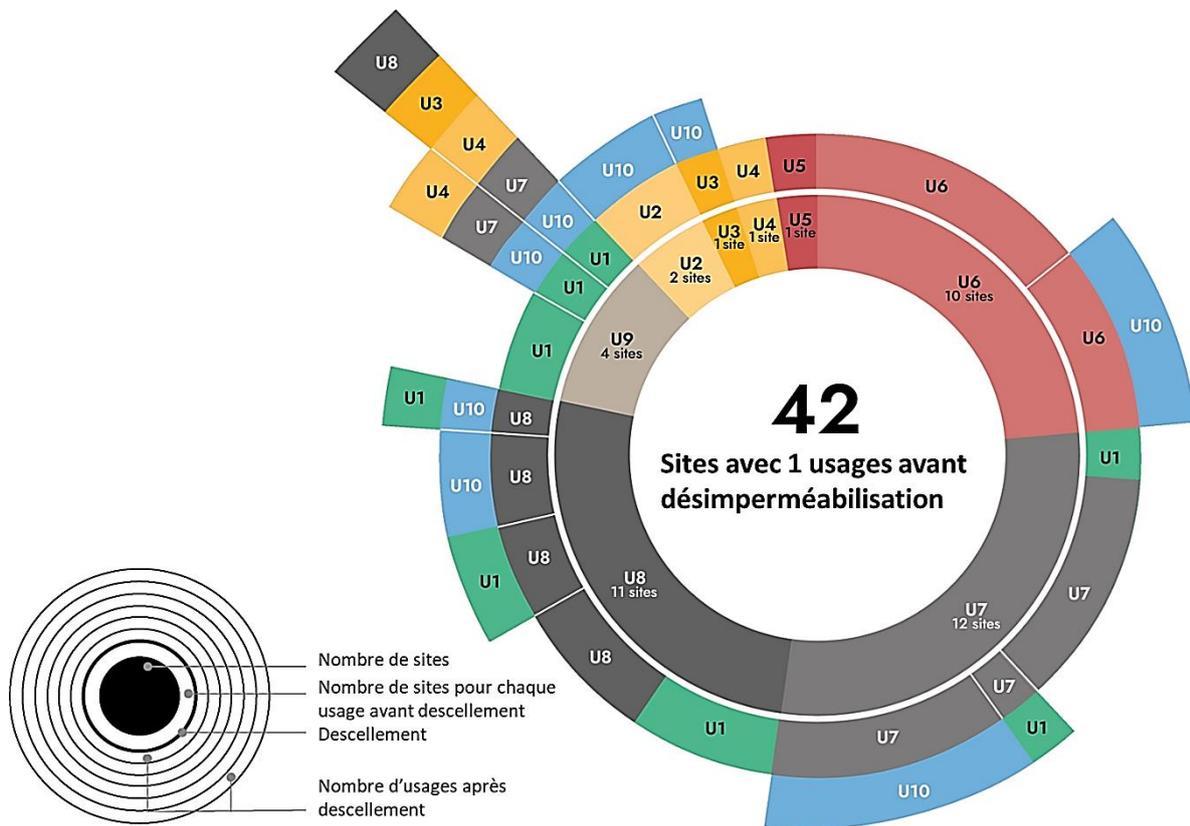


Figure 15: Usages après désimpermeabilisation pour les 42 sites ayant un seul usage initial. U1 = Usage de parc (parcs urbains, parcs péri-urbains, jardins, squares, espaces naturels entretenus) ; U2 = Bâtiment ou équipement administratif tel que mairie, musée, hôpitaux, etc. U3 = Bâtiments commerciaux ou de services et installations industrielles ; U4 = Habitat collectif ou individuel, lotissements, cimetière ; U5 = Activités sportives et récréatives, loisirs ; U6 = Cours d'établissements scolaires ou universitaires ; U7 = Usage de voirie (réseaux routiers, voies ferrées, rues) ; U8 = parkings, places publiques ; U9 = Friches urbaines ou industrielles, cours d'eau ; U10 = Usage d'ouvrages de gestion des eaux pluviales tels que bassins, noues, fossés, jardins de pluie, etc.

Le même travail a été réalisé pour les 12 sites à 2 usages avant désimpermeabilisation (Figure 16). Dix sites avaient un premier usage équivalent à un parking ou une place publique (U8) et un second usage correspondant à une voirie (U7), une zone résidentielle (U4) ou une installation sportive (U5) pour respectivement 7, 2 et 1 sites. Deux sites avaient un premier usage de voirie (U7) et un second usage correspondant à une zone de bâtiments publics (U2) ou à une zone résidentielle (U4). Après désimpermeabilisation, deux sites ont conservé un seul usage : l'usage de voirie a été supprimé et celui de "parking ou place publique" (U7) a été conservé pour l'un et remplacé par un usage d'espace vert (U1) pour l'autre. Cinq sites avaient encore deux usages après désimpermeabilisation : quatre ont conservé l'un de leurs usages initiaux, et un seul site présentait deux nouveaux usages (U1 espace vert et U10 structure de

GIEPU). Pour les cinq autres sites, le nombre d'usages après désimperméabilisation variait de 3 à 5, tous ayant un usage de type voirie (U7), un usage d'aire de stationnement ou de place publique (U8) et un usage d'ouvrage de GIEPU (U10). Trois de ces cinq sites présentaient également un usage de type parc urbain qui complétait l'aménagement paysager. Enfin, les nouveaux usages tels que l'aménagement d'un parc urbain (U1) et la gestion des eaux de pluie (U10) ont été ajoutés ou sont venus remplacer des usages initiaux dans six et sept des douze sites, respectivement pour les usages U1 et U10.

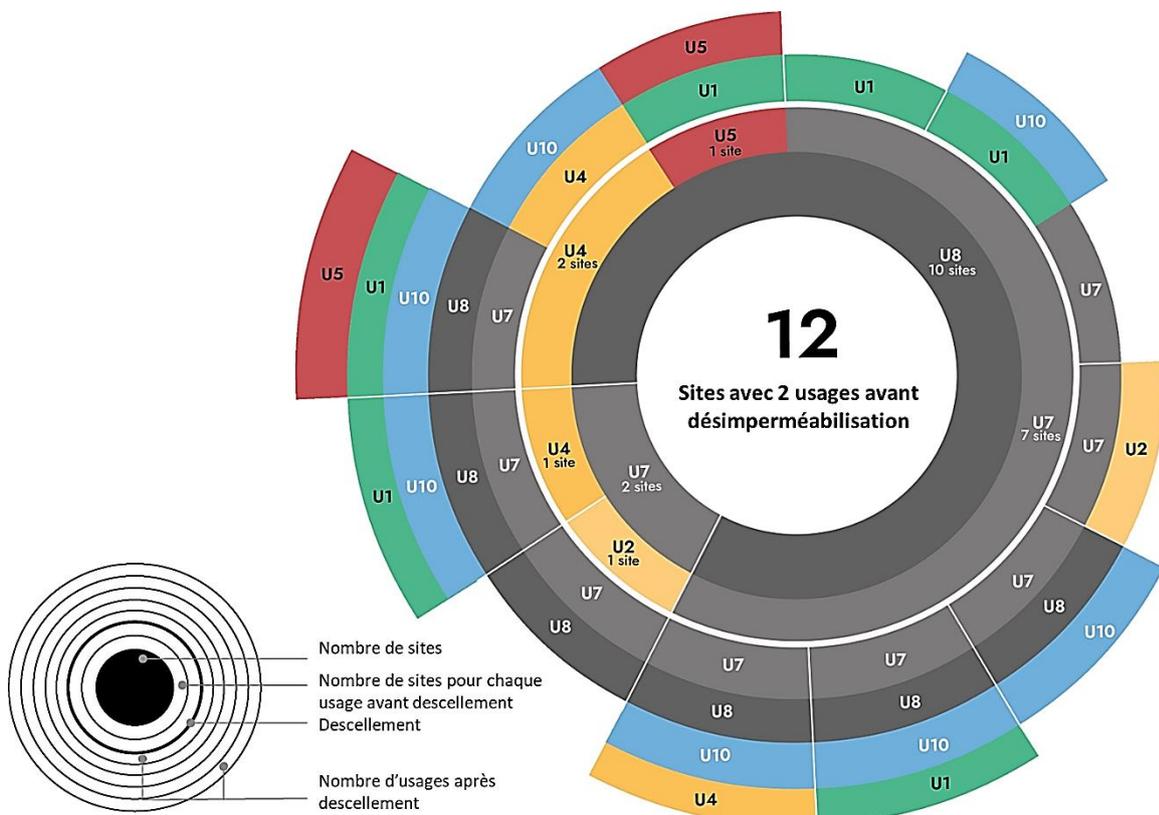


Figure 16: Usages après désimperméabilisation pour les 12 sites ayant deux usages initiaux. U1 = Usage parc (parcs urbains, parcs péri-urbains, jardins, squares, espaces naturels entretenus) ; U2 = Bâtiment ou équipement administratif tel que mairie, musée, hôpitaux, etc. U3 = Bâtiments commerciaux ou de services et installations industrielles ; U4 = Habitat collectif ou individuel, lotissements, cimetière ; U5 = Activités sportives et récréatives, loisirs ; U6 = Cours d'établissements scolaires ou universitaires ; U7 = Usage routier (réseaux routiers, voies ferrées, rues) ; U8 = Stationnement, places publiques ; U9 = Friches urbaines ou industrielles, cours d'eau ; U10 = Ouvrages de gestion des eaux pluviales tels que bassin, noues, fossés, jardins de pluie, etc.

2.3.1.2. Objectifs des opérations de désimperméabilisation

Les répondants de l'enquête ont été invités à classer autant d'objectifs de désimperméabilisation que souhaité parmi les dix proposés (Figure 17). Il y a eu 61 réponses pour le premier objectif, 60 pour le deuxième et 52 pour le troisième. Près de la moitié des répondants (44%) ont indiqué l'objectif de GIEPU (augmentation de l'infiltration, limitation du ruissellement, atténuation de la pollution, etc). 33 répondants ont ensuite classé l'objectif "amélioration des propriétés thermiques urbaines (réduction du phénomène d'îlot de chaleur urbain)" dans les trois premiers rangs. Les autres objectifs majeurs étaient "le support de végétation" et "le réaménagement de la voirie pour intégrer des modes de transport durables" (15 répondants sur 61 ont indiqué l'un de ces 2 objectifs en première position, 20 répondants sur 60 les ont classés en deuxième position et 17 sur 52 les ont classés en troisième position). L'objectif d'intégration des opérations de désimperméabilisation dans des trames vertes et la réduction de la fragmentation écologique arrivait en 6^{ème} position. Les autres objectifs étaient moins prioritaires. Enfin, d'après les descriptions des opérations et les commentaires des répondants, les objectifs "autres" pouvaient comprendre des aspects sociaux (liens sociaux, sensibilisation, potager), l'esthétisme ou encore la participation à l'image et à l'attractivité liée au tourisme.

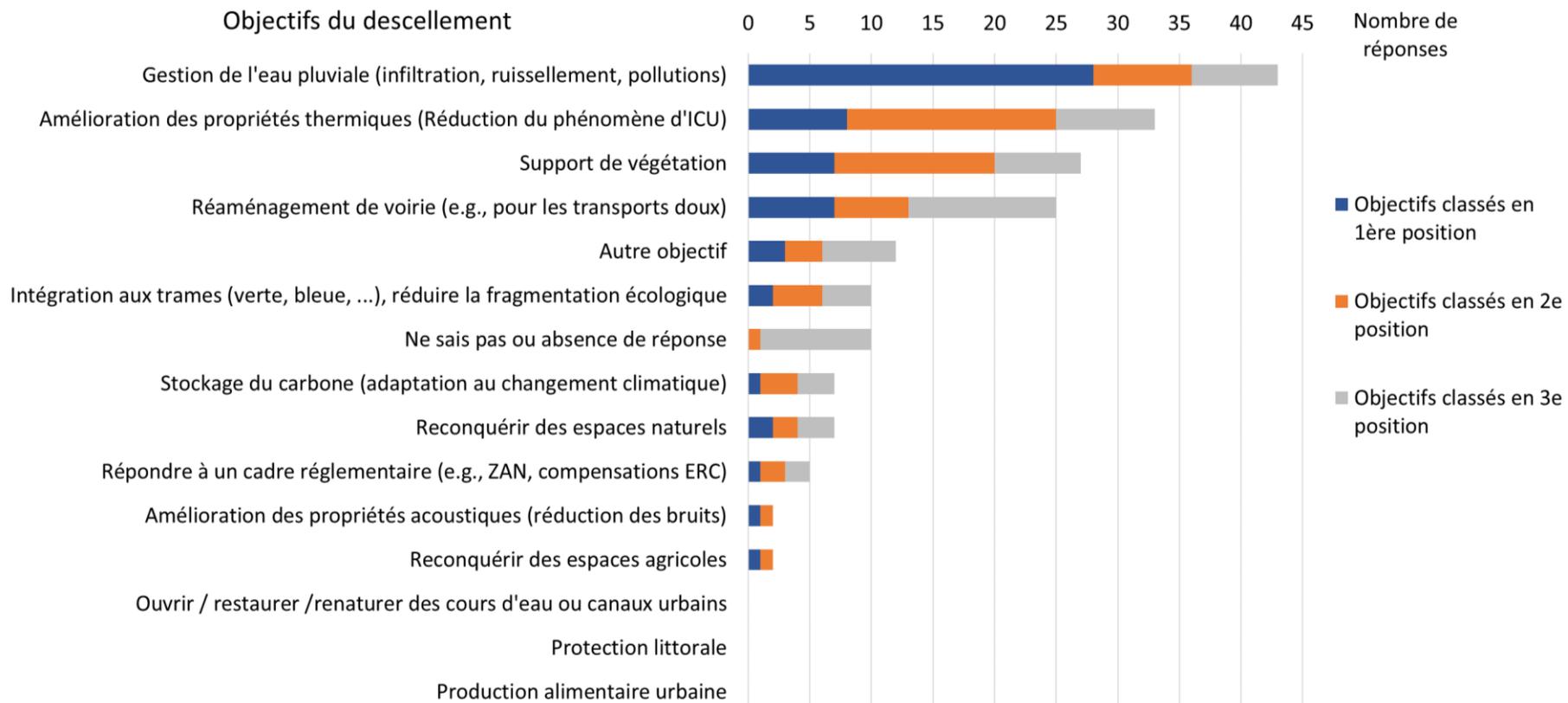


Figure 17: Objectifs des opérations de désimpermeabilisation considérés par les porteurs de projet, classés en termes d'importance à partir d'une liste de 15 catégories (n = 61 retours d'expérience)

2.3.2. Caractéristiques des sols avant et après désimperméabilisation

2.3.2.1. Caractérisation des sols avant désimperméabilisation

L'imperméabilisation des sols résulte principalement de revêtements bitumineux (ou enrobé hydrocarboné) (46 réponses) (Figure 18a), suivis par le béton (12 réponses), les sols stabilisés (10 réponses), les pavés et les dalles (7 réponses), ou d'autres types (e.g., les résines synthétiques - 4 réponses). 31 retours d'expérience (sur 52) mentionnent un seul type de revêtement imperméable initial, dont 25 indiquent un seul usage de sol urbain et 6 plusieurs usages. Les sites avec plusieurs types de scellements (17 sites avec 2 types, 4 sites avec 3 types ou plus) présentent davantage d'usages (12 retours d'expérience sur 21 avec plusieurs usages). Les revêtements imperméables retirés sont soit envoyés dans des installations de stockage de déchets dédiées, soit recyclés par des filières spécialisées, soit réutilisés sur site ou ailleurs (Figure 18a). En particulier, les revêtements bitumineux sont réutilisés sur site (6 réponses sur 40) ou éliminés (déchets, ou recyclage en industries spécialisées). Le béton est concassé puis éliminé comme déchet ou bien recyclé ou réutilisé sur site (par exemple pour un mélange terre-pierre). Le petit nombre de réponses pour les autres revêtements indiquent que les stabilisés sont éliminés par recyclage, et que les pavés sont soit conservés sur site soit enlevés pour être réutilisés ou recyclés.

Environ la moitié des retours indique la présence initiale de couches géotechniques sous-jacentes aux revêtements imperméables (couches de fondation, de base ou d'assise). Ces matériaux sous-jacents sont éliminés comme déchets ou le plus souvent sont réutilisés sur site ou recyclés (Figure 18b), puisque les sols fertiles excavés ou les sous-couches routières peuvent être réutilisés.

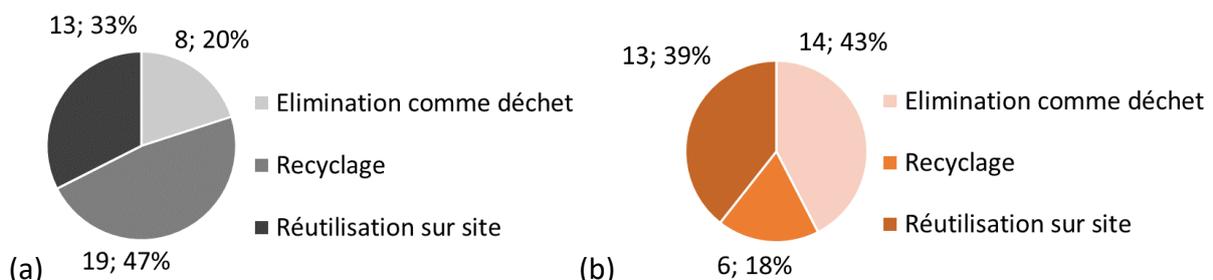


Figure 18: Traitement (réutilisation ou élimination) des sols urbains scellés, après désimperméabilisation. (a) Gestion des matériaux imperméables anthropogéniques (n = 40), (b) Gestion du matériau sous la couverture imperméable (n = 33).

2.3.2.2. Matériaux et végétation mis en place après désimperméabilisation

La terre végétale (0-30 cm d'épaisseur) est le matériau prédominant pour remplacer le revêtement imperméable : elle est utilisée seule ou avec d'autres matériaux dans 21 retours d'expérience sur 42. Les mélanges terre-pierre, les graviers et les graves non-traitées de chaussée sont également utilisés, avec parfois une réutilisation sur site d'une partie du matériau initial (béton concassé, enrobé hydrocarboné concassé). Du compost de déchets verts est parfois ajouté aux couches conservées sur place, ou à la terre végétale. Aucun engrais synthétique ou déchet vert non composté n'est utilisé. Deux des retours d'expérience indiquent l'utilisation de mycorhizes.

Les revêtements perméables les plus fréquents sont les matériaux organiques non liés (e.g., les copeaux de bois) et les pavés drainants ou à joints poreux (Figure 19). Les revêtements perméables les moins utilisés sont le béton drainant, les platelages bois et le béton de résine drainant. 19 retours d'expérience associent plusieurs revêtements perméables (entre 2 et 5 types différents) et 11 retours d'expérience n'en utilisent qu'un.

Les aspects liés à l'entretien de la zone désimperméabilisée sont planifiés (41 réponses sur 43). Les sols désimperméabilisés sont généralement végétalisés, dans 44 réponses sur 51, dont 16 avec uniquement une couverture végétale sans autres revêtements perméables. Une couverture herbacée est généralement présente (42 réponses); vient ensuite la strate arbustive puis la strate arborée, dans 33 et 29 réponses respectivement. De nombreux critères sont retenus pour le choix de la végétation : les caractéristiques du nouveau sol, puis l'attrait paysager (e.g., floraison, couleurs, feuillage), l'adaptation au changement climatique (compris comme une résistance au stress hydrique) ainsi que la minimisation des coûts. 16 répondants indiquent un suivi de la végétation (e.g., en termes de couverture, de diversité des espèces, de présence d'espèces exotiques envahissantes).

REVÊTEMENTS PERMÉABLES

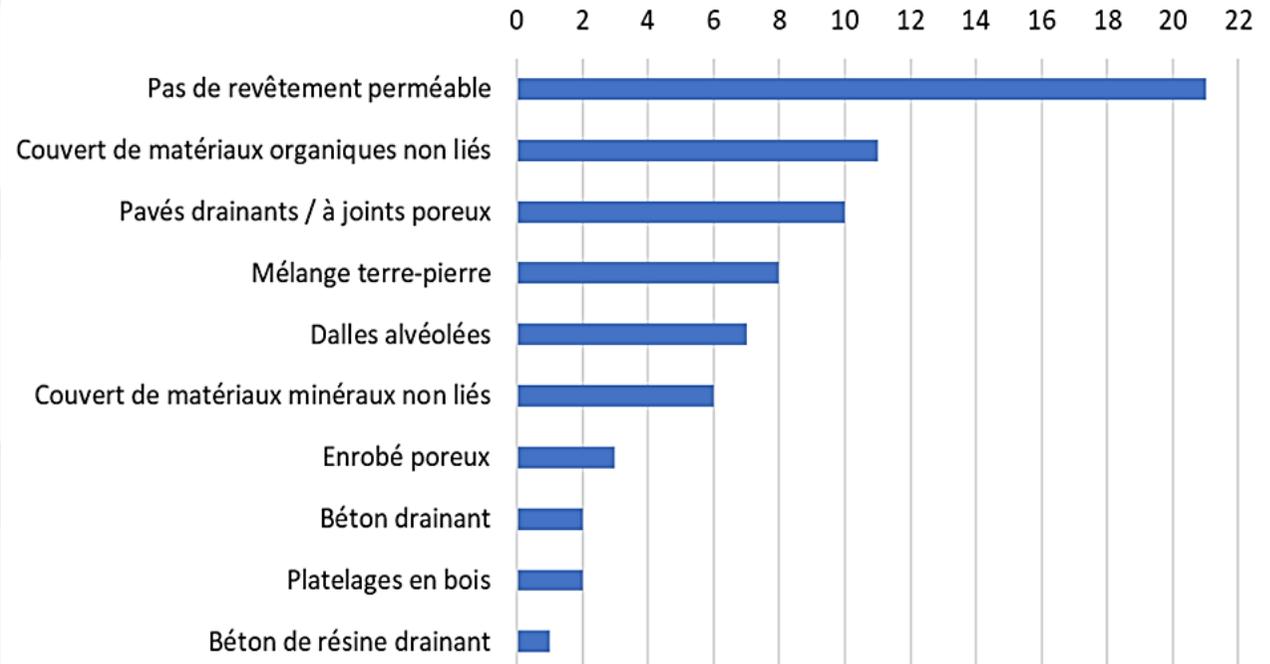
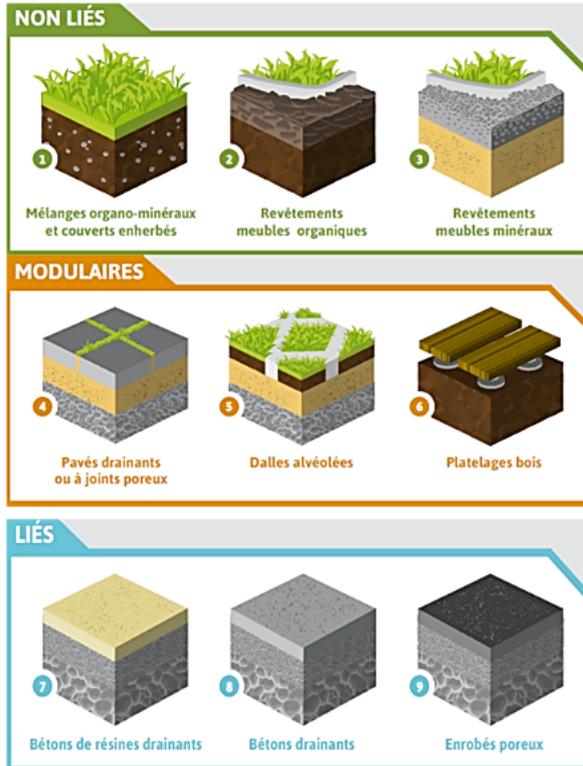


Figure 19: Revêtements perméables mis en place dans le cadre d'opération de désimpermeabilisation (n=47 retours d'expériences). Plusieurs revêtements pouvaient être indiqués pour un même retour d'expérience. Les types de revêtements perméables sont illustrés à l'aide des catégories de revêtements perméables du guide dédié de Plante & Cité (2021)

2.3.2.3. Analyses des sols descellés avant et après désimperméabilisation

Dans 33 retours d'expérience sur 50, des études géotechniques, agronomiques ou biologiques ou des analyses pour évaluer le risque de contamination sont réalisées en préalable des opérations de désimperméabilisation. Les études géotechniques sont fréquemment réalisées (26 sur 50), alors que les études agronomiques et biologiques le sont rarement (respectivement 8 et 3 retours d'expérience). Pour les opérations dans les établissements scolaires, par exemple, des études préalables sont réalisées dans les trois quarts des cas, avec principalement des mesures géotechniques. Il n'y avait pas de lien évident entre la réutilisation des matériaux de sous-couche sur le site et les analyses de sol (géotechniques et agronomiques). Après les opérations de désimperméabilisation, des suivis géotechniques ou des caractérisations agronomiques ne sont généralement pas réalisés ; en particulier, les aspects de gestion de l'eau sont rarement évalués après désimperméabilisation (seulement 6 réponses sur 39 retours d'expérience), alors que la GIEPU est l'objectif le plus fréquent de telles opérations. Enfin, une douzaine de répondants indiquent qu'aucun traitement de dépollution, aucune analyse préalable ni suivi d'une contamination n'ont été effectués, puisque les sites concernés ne sont pas soumis à une réglementation dédiée.

2.3.2.4. Le coût des opérations de désimperméabilisation

Les coûts indiqués sont hétérogènes (45 retours d'expérience) : 13 répondants indiquent un coût inférieur à 60 euros par m², 16 indiquent un coût compris entre 60 et 300 euros par m² et 16 indiquent un coût supérieur à 300 euros par m² (base de données). Avec 39 paires surface-coût, aucune différence statistique n'a été établie entre la surface désimperméabilisée et les différentes catégories de coût de désimperméabilisation. 51 répondants indiquent la source de financement de l'opération de désimperméabilisation, qui provient d'au moins deux sources différentes et pour 31 d'entre eux (Annexe 7). Les opérations sont financées principalement (31 cas) par une collectivité locale, par le biais de leur service espaces verts ou de leur service voirie, ou équivalent. Dans 19 retours d'expérience, les financements proviennent également d'échelons territoriaux supérieurs

(Communauté de communes, Département, Région, et plus rarement l'Etat ou l'Union européenne). 28 opérations sont financées par des subventions publiques : le plus souvent dans le cadre d'appels à projets des Agences de l'eau françaises (qui peut participer jusqu'à 70% des coûts). Les subventions peuvent également provenir de l'ADEME ou d'autres structures publiques, ou dans le cadre d'appels à projets pour des expérimentations territoriales. Sept opérations de désimperméabilisation ont fait appel à des financements privés de la part du maître d'ouvrage, à des contrats spécifiques, ou à des moyens d'investissement externalisés dans le cadre de la gestion parcellaire. Les coûts constituent le principal frein - et les financements un levier - pour les opérations incluant de la désimperméabilisation (ce qui peut être associé indirectement à l'autre frein que constitue l'acceptation sociale par exemple pour démontrer l'intérêt d'une désimperméabilisation au commanditaire ou aux usagers).

2.4. Discussion

2.4.1. Le descellement des sols contribuera à résoudre les principaux problèmes environnementaux des villes d'aujourd'hui

2.4.1.1. La gestion des eaux pluviales constitue le premier enjeu visé par le descellement des sols urbains

Le descellement des sols urbains doit participer à la gestion des problèmes environnementaux et de leurs impacts, à différentes échelles (parcelle, rue, quartier). L'imperméabilisation des sols est identifiée comme la cause directe des nuisances générées par le ruissellement des eaux de pluie (e.g., inondations). La gestion intégrée des eaux pluviales (GIEPU) consiste à infiltrer l'eau à la parcelle au lieu de l'évacuer par des réseaux. Cette gestion est l'une des solutions pour s'adapter au changement climatique, et apporte des bénéfices pour le cycle de l'eau, la biodiversité et les citoyens avec moins de débordement des réseaux lors des fortes pluies et plus de fraîcheur lors des canicules. Nos résultats ont confirmé que la GIEPU, qui relève de la responsabilité des services locaux, était souvent l'objectif principal du descellement des sols, du moins la gestion quantitative. Cela était cohérent avec le fait que le premier objectif perçu de la désimperméabilisation par les acteurs

du territoire (élus, services techniques et de l'état, scientifiques, associations) était la gestion des eaux pluviales urbaine, comme montré par Rio (2020) *via* une enquête et des entretiens de groupe et individuels. Toutefois, l'auteur mettait en évidence des différences de représentations de la GIEPU entre différentes catégories d'acteurs, sur un territoire urbain méditerranéen. La perception de la GIEPU par désimperméabilisation était associée à l'implantation de bassins de rétention, à surface conséquentes, afin de gérer le risque d'inondation associé aux intenses épisodes pluvieux caractéristiques du climat méditerranéen. Les autres types d'ouvrages dédiés à la GIEPU des pluies courantes (e.g., noues, zones tampons, jardin de pluie, revêtements perméables), qui peuvent pourtant nécessiter moins de surface pour leur implantation, étaient peu cités et uniquement par certaines catégories d'acteurs non décideurs (services techniques, scientifiques, associations). La perception de la désimperméabilisation était également associée au remplacement d'espaces imperméabilisés par des espaces verts, mais n'était pas spontanément reliée à des notions plus globales de résilience ou de nature en ville. A travers l'étude de Rio (2020) et cette enquête, les acteurs percevaient que la désimperméabilisation implique une réorganisation de la ville pour libérer des espaces dédiés aux ouvrages de GIEPU et aux espaces verts (avec des questions de densification associées), sans toutefois aller jusqu'à rendre l'ensemble des espaces urbains plus perméables en repensant les modes d'urbanisme. En outre, d'après nos résultats et ceux de Rio (2020), les aspects techniques des ouvrages de GIEPU constituent parfois un frein aux actions de désimperméabilisation.

La déconnexion des réseaux d'eaux pluviales, souvent liés à la voirie, est généralement réalisée par l'infiltration des eaux. Les projets de descellement les plus courants (31 retours d'expérience - 52%) consistent donc logiquement en la requalification de la voirie publique, correspondant à l'usage urbain principal (types d'usage U7 et U8). Dans ce contexte, la réduction des surfaces imperméables était associée à la mise en place d'installations de GIEPU. Ces pratiques, bien documentées au-delà du contexte de la désimperméabilisation, offrent des méthodes efficaces, seules ou combinées avec des approches de gestion traditionnelles également appelées "infrastructures grises" (Ahiablame, Engel, & Chaubey, 2012). Par exemple, Rio (2020) a montré par modélisation que la désimperméabilisation par l'installation de revêtements perméables sur routes, parkings et/ou espaces piétonniers réduisait de façon

conséquente les volumes ruisselés. Certaines solutions techniques de descellement seront toutefois plus adaptées à certains usages ou formes urbaines et tous les espaces urbains n'offrent donc pas le même potentiel de descellement, justifiant l'intérêt de combiner plusieurs méthodes (Cortinovic et al., 2022; Rio, 2020).

La nature intrinsèque de ces opérations de désimperméabilisation conduit à une proportionnalité générale entre le service rendu et la surface dédiée à une installation de GIEPU. En effet, nos données ont montré que les surfaces des projets de désimperméabilisation pour de la GIEPU étaient généralement plus importantes, avec une surface médiane de 2000 m² (sur 27 retours d'expériences), contre une surface médiane de seulement 304 m² pour le reste des opérations (24 cas) (les moyennes étaient en revanche proches, respectivement 4178 m² et 4616 m²). Ceci s'explique par le fait que les surfaces de voiries urbaines soient importantes et pour lesquelles les propriétaires - collectivités territoriales principalement - ont généralement la maîtrise du foncier.

La GIEPU devient une préoccupation croissante en raison du changement climatique, en particulier dans les climats méditerranéens et tropicaux, où l'augmentation de l'intensité et de la fréquence des événements pluvieux et les températures élevées restreignent les conditions de vie des citoyens. Sous de tels climats, en particulier dans les grandes villes denses comme par exemple Ho Chi Minh Ville (Vietnam), les inondations urbaines sont devenues l'un des problèmes majeurs, car une partie conséquente de la zone urbaine densément peuplée est imperméable, ce qui provoque des écoulements de surface intenses et met à rude épreuve la capacité de drainage du système urbain (Rujner & Goedecke, 2016). Des méthodes de désimperméabilisation adaptées à ces climats locaux devraient donc être développées et intégrées dans la planification urbaine et la GIEPU.

Les aspects qualitatifs de la GIEPU n'ont pas été clairement distingués dans cette enquête, ni évoqués dans les réponses libres des répondants. Rio (2020) expliquait d'ailleurs que dans les perceptions des différents acteurs urbains interrogés, la dégradation de la qualité de l'eau n'était pas directement attribuée au ruissellement urbain - notamment par manque d'enjeux réglementaires, par méconnaissance des micropolluants pouvant être lessivés sur les surfaces imperméables, par un traitement indépendant des volets quantitatifs et qualitatifs

de la GIEPU sur le territoire d'étude. Pourtant, les surfaces imperméabilisées lessivées et les débordements des réseaux d'eaux usées unitaires sont sources de contaminations des eaux urbaines collectées (Pagotto, Legret, & Le Cloirec, 2000). Dans ce contexte, la désimperméabilisation et la filtration des eaux pluviales par les sols perméabilisés (revêtements perméables), reconstitués ou construits pourraient participer à la réduction des transferts de contaminants. Ce potentiel de la désimperméabilisation des sols urbains pour l'amélioration qualitative des eaux a par exemple été montré par Pagotto, Legret, & Le Cloirec (2000) pour les éléments traces métalliques et les hydrocarbures par expérimentation avec un revêtement de surface poreux en comparaison d'un revêtement imperméable d'enrobé hydrocarboné, et par Rio (2020), par modélisation et expérimentation pour les flux de matières en suspension (désimperméabilisation par l'usage de revêtements perméables).

En conclusion, la désimperméabilisation, même de petites surfaces, devrait devenir plus systémique dans la planification urbaine et la GIEPU quantitative et qualitative.

2.4.1.2. La gestion des eaux pluviales n'est pas le seul enjeu visé par le descellement des urbains

Nos résultats indiquaient que d'autres services écosystémiques ou enjeux que la GIEPU étaient ciblés par la désimperméabilisation des sols urbains, en adéquation avec ce qui a été présenté dans l'état de l'art. Ces objectifs consistaient à lutter contre le phénomène ICU, à augmenter la végétation et les trames écologiques en ville, à réaménager les voiries et à y intégrer des moyens de transport durables. En outre, des objectifs sociaux ont souvent été inclus, tels que l'implication des citoyens, la sensibilisation, des aspects récréatifs ou de l'esthétisme, en relation avec des aménagements paysagers qui accompagnent souvent le descellement. Ce panel d'objectifs, croisés avec les différents usages des sols urbains, ont été utilisés comme critères pour proposer une typologie à quatre catégories des actions de descellement (base de données). Au sein de chaque catégorie, les objectifs des opérations de descellement ont également été classés. La typologie proposée permettait de mieux percevoir les types d'opérations de descellement existants, et de mettre en évidence leurs points communs et différences.

La première catégorie était la requalification de voirie visant à gérer les eaux de pluie, qui a été discutée précédemment, et qui comprenait principalement les deux types d'usages des infrastructures de transport (U7 et U8 – parkings, places, chaussée, etc.).

La deuxième catégorie concernait le descellement des zones de voiries gérées par les citoyens (végétalisation participative) et le descellement pour le réaménagement des zones de sport et de loisirs (U7 et U5). Les rares opérations de requalification de voirie qui ne visaient pas la gestion des eaux pluviales pouvaient également être incluses dans cette typologie. Les principaux objectifs étaient ici la lutte contre les ICU et la végétalisation urbaine. En particulier, le descellement des trottoirs pour de la végétalisation par les citoyens (6 retours d'expérience) visait également à améliorer l'esthétisme, à impliquer les citoyens (plantation et entretien des plantes en accord avec les services techniques des villes) et, dans une moindre mesure, à réduire la fragmentation écologique. Un des avantages de ces opérations résidait dans les minuscules (1 à 10 m²) mais multiples surfaces descellées et végétalisées, disséminées dans la ville au pied des arbres, des barrières ou des bâtiments (illustration en annexe 8). En outre, les aspects techniques sont assez simples et la même méthode pour tous les espaces descellés facilite les travaux et l'entretien. Cependant, ces opérations n'impliquent qu'un descellement superficiel qui repose sur des matériaux importés (terre végétale, amendée ou non) pour faire un nouveau sol facile à jardiner.

La troisième catégorie de descellement était celle des cours d'établissements scolaires (10 retours d'expérience), ne comportant qu'un seul usage initial (U6). Ces opérations visaient d'abord à réduire l'ICU et à augmenter la végétation, et beaucoup plus secondairement à stocker du carbone, à réduire la fragmentation écologique et à répondre à des contraintes réglementaires (e.g., en termes de GIEPU). Ces projets visaient aussi des objectifs esthétiques, sociaux et éducatifs. La désimperméabilisation des cours d'école était systématiquement partielle, généralement entre 200 m² et 300 m² désimperméabilisé, et avec un ratio très variable (cela s'explique par l'équilibre souhaité entre les différentes utilisations d'une cour d'école, telles que les activités sportives, récréatives, les chemins d'accès pour les personnes à mobilité réduite, les accès pour véhicule, etc.). De plus, il y avait toujours plusieurs types de matériaux perméables et de végétation mis en place par la suite. Cette typologie se

caractérisait également par le recours systématique à de la concertation avec les publics concernés.

La quatrième catégorie correspondait à des projets de restauration écologique (usage U9 - 5 retours d'expérience), et consistant à convertir ou construire des espaces verts par la réouverture de cours d'eau, la suppression de bâtiments ou la reconversion de friches. Le descellement visait d'une part à améliorer la végétation et la biodiversité et à réduire la fragmentation écologique, et d'autre part à répondre aux contraintes réglementaires et à réaménager les voiries. Ce type d'opération concerne des surfaces hétérogènes et représente des opportunités de développement des espaces verts, notamment dans les villes dont la population décroît (Kabisch & Haase, 2013; Tobias et al., 2018). Le descellement dans des friches visait à changer d'usage et à développer de nouvelles fonctionnalités caractérisées par des usages mixtes (espaces verts, GIEPU, habitat, zones d'activités économiques, etc.). Les opérations d'ouverture de cours d'eau soit conservaient l'usage initial de voirie et ajoutait d'autres usages de GIEPU et éventuellement d'espace vert soit remplaçaient l'usage de voirie par ceux-ci. Les opérations de cette typologie étaient moins courantes et plus techniques, en raison du changement d'usage, des surfaces généralement conséquentes et des contraintes de contamination souvent rencontrées pour les friches.

A notre connaissance, cette étude est la première tentative de dresser un état des lieux des opérations de descellement à l'échelle nationale française. L'abstract de colloque de (Caselli et al., 2023) prévoit également une typologie d'opérations de descellement (usages initiaux, propriété, état) basée sur une synthèse d'expériences de quelques villes de taille moyenne du nord de l'Italie, qu'il sera intéressant de mettre en lien. Deux autres références sur des actions de descellement ont été identifiées : une synthèse de bonnes pratiques de descellement ('desealing') dans le cadre du projet européen SOS4LIFE (Bazzocchi, Medri, & Ravello, 2019) et un récent guide de renaturation française, incluant du descellement de sols (Deboeuf De Los Rios et al., 2022). Bazzocchi, Medri, & Ravello (2019) ont identifié des opérations de descellement en tant qu'études de cas, constituant des lignes directrices pour un réaménagement urbain résilient. Le guide de Deboeuf De Los Rios et al. (2022) visait à identifier des sites à fort potentiel de renaturation (avec ou sans descellement) et le nombre de types d'usage des sols était donc plus élevé que dans notre travail. Nos résultats différaient

de ces travaux sur plusieurs critères telle que l'échelle (majoritairement nationale pour notre enquête), le nombre d'opérations de descellement inclus (61 retours d'expérience) et la méthode utilisée. En effet, ces deux travaux présentaient un plus petit nombre d'opérations analysées : 19 opérations de descellement pour Bazzocchi, Medri, & Ravello (2019) identifiés dans plusieurs pays (Allemagne, Belgique, Canada, Danemark, France, États-Unis), et 17 opérations pour Deboeuf De Los Rios et al. (2022), dans plusieurs pays également (Allemagne, Belgique, France, Italie, Corée du Sud, Suisse, États-Unis). Nos résultats étaient plus exhaustifs car les catégories de la typologie ont été basées sur plusieurs critères (objectifs et usages), et ont pris en compte l'échelle du projet et la facilité de mise en œuvre. La typologie proposée par Bazzocchi, Medri, & Ravello (2019) était basée sur le seul critère de l'échelle du projet ("grands projets urbains", "projets de quartier", "petits jardins", et « projets en bottom-up » i.e., initiés par des citoyens ou collectifs). Leur typologie était similaire à celle que nous avons proposée : les grands projets correspondent en partie à notre quatrième catégorie, les petits projets et ceux en bottom-up correspondent ensemble à la seconde catégorie. Les opérations en cours d'établissement scolaires n'ont pas été identifiées avant 2019 (ces projets ont démarré en France à partir de la même année). La proportion d'opérations dans chaque catégorie était toutefois différente : ainsi, 52.6 % des opérations identifiées par Bazzocchi, Medri, & Ravello (2019) étaient des friches, contre seulement 6.6 % dans ce travail. Deboeuf De Los Rios et al. (2022) ont donné de courts exemples d'actions de descellement en fonction de leur localisation, ainsi que des retours d'expérience détaillés et regroupés en fonction de leurs objectifs, en tant qu'exemples de projets de renaturation existants. Les catégories de projets identifiées par Deboeuf De Los Rios et al. (2022), comme d'ailleurs indiqué dans leur travail, ne sont pas exhaustives dû aux limites posées par la méthodologie cartographique : les plus petites surfaces descellables ne peuvent être incluses (e.g., pieds d'arbres, petits bâtiments abandonnés, trottoirs surdimensionnés, places de stationnement sur la chaussée), et certains sites sont considérés comme imperméabilisés alors qu'ils ne le sont pas toujours (e.g., cours d'immeubles).

2.4.1.3. La surface de descellement d'un site n'est pas limitante

Contrairement à la question de la gestion des eaux pluviales, il n'y a pas de relation proportionnelle directe entre la surface descellée et la "quantité" des autres avantages environnementaux et sociaux, dans le sens où de grandes comme de petites surfaces descellées peuvent répondre à de grands enjeux urbains.

Premièrement, les opérations de descellement consistent souvent en des actions plutôt petites et ponctuelles ("acupuncture urbaine") et, selon les objectifs visés, n'impliquent pas nécessairement une continuité de surface. Le descellement de petits sites serait particulièrement pertinent pour les zones urbaines denses et contraintes, où les bâtiments et les espaces de voirie peuvent être entrecoupés de petites parcelles d'habitat semi-naturel (Lin & Fuller, 2013) (Figure 20). Les valeurs obtenues de surfaces descellées (3 m² à 67 000 m², 39 % des surfaces inférieures à 500 m² - Figure 13) étaient cohérentes avec la variabilité des surfaces d'espaces verts publics à Zurich par Vega & Küffer (2021), qui consistaient en de nombreuses parcelles individuelles allant de 1 m² à près de 30 000 m², de moyenne 93 m², mais souvent de moins de 20 m², et principalement constituées de pieds d'arbres de rue (71 % des parcelles). Ces petites zones descellées et végétalisées peuvent contribuer au maintien de la biodiversité végétale, selon leur fréquence et leur proximité ; ainsi, Vega & Küffer (2021) recommandaient une distance inter-parcelles inférieure à 200 m. En outre, sachant que le modèle d'étalement urbain affecte la biodiversité urbaine et périurbaine (Lin & Fuller, 2013), les urbanistes et collectivités territoriales ont tout intérêt à intégrer les sites descellés dans leurs schémas de trames écologiques (vertes, brunes, bleues). Comme le montrent nos résultats, les opérations de descellement peuvent être intégrées à différentes échelles territoriales (parcelle, rue, quartier, ville) et parfois lancées à l'échelle régionale et nationale (e.g., le programme de descellement des cours d'école), de sorte que de petites actions ponctuelles peuvent être efficaces à une grande échelle.

Deuxièmement, les opérations de descellement augmentaient globalement les usages urbains (espaces multifonctionnels), puisque les sites à usages uniques avant descellement passaient de 42 à 68 usages après descellement, et ceux à deux usages avant descellement passaient de 12 à 32 usages (Figures 14 et 15). Les changements dans le tissu urbain se font par la conversion d'usages, l'ajout d'usages aux usages existants ou par la mise en place de nouveaux espaces paysagers (en particulier les espaces paysagers autonomes et collectifs et

les installations de GIEPU), qui augmentent le nombre de fonctions et de services. Les actions de descellement augmentent donc la « quantité » de bénéfices environnementaux et sociaux. Cortinovis et al. (2022) ont montré qu'un scénario combinant plusieurs types de solutions fondées sur la nature (SfN) offre toujours les meilleures performances (dans leur cas, du descellement de parking combiné à des plantations d'arbres de rue). Le développement d'espaces multifonctionnels fait des opérations de descellement, là aussi, une approche intéressante pour la matrice urbaine contrainte (Figure 20).

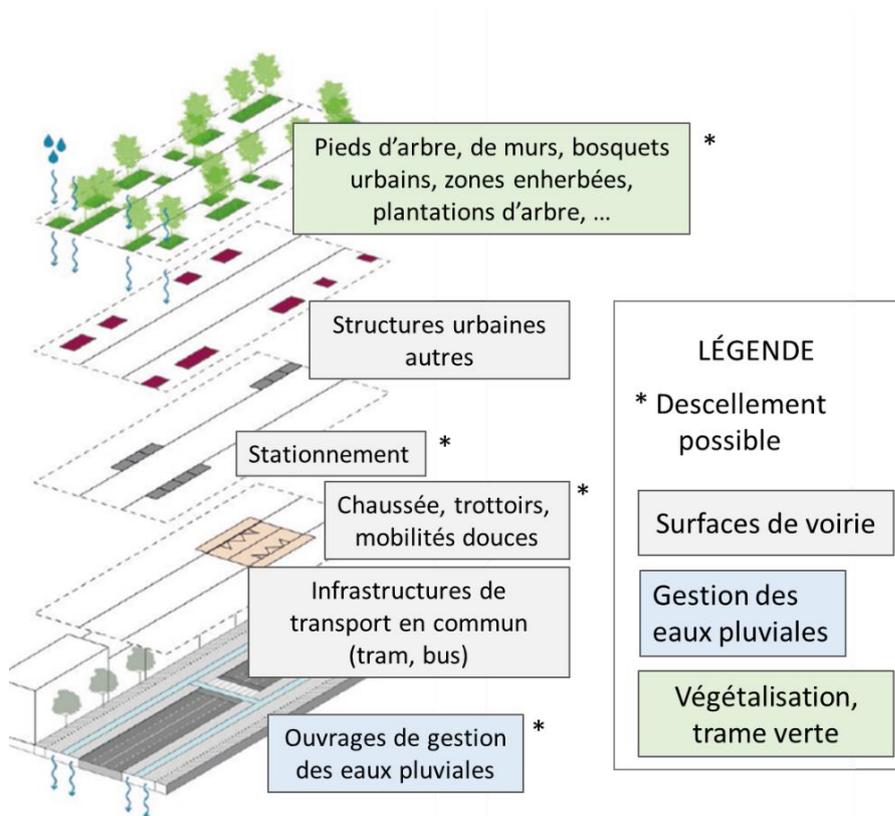


Figure 20: Schématisation d'un espace urbain contraint typique, une voirie, re-pensée pour un aménagement avec descellement et pour augmenter les usages sur une même surface (fond réalisé par SCE). Les éléments encadrés correspondent aux surfaces pouvant être descellées de différentes façons.

2.4.2. Quelle durabilité des projets de désimperméabilisation ?

Bien que les solutions de descellement soient très diverses, deux principales options de gestion des couches de matériaux de voirie ont émergé.

- L'une consistait à exporter les matériaux initiaux de voirie, qui sont remplacés par des matériaux exogènes, principalement des terres arables (terre végétale) et/ou des granulats de carrière. Ces matériaux permettent notamment de mettre en œuvre des mélanges terre-pierre et de réaliser certains ouvrages de GIEPU ; un revêtement perméable peut également être mis en place.
- La seconde, plus anecdotique, consistait en la réutilisation des matériaux sur site (béton ou enrobé concassés, couches sous-jacentes au revêtement de surface) et en la réutilisation de déchets externes (amendement de compost de déchets verts ajouté aux couches conservées sur place ou à la terre végétale ajoutée). Ces approches nécessitent un inventaire des matériaux et sols du site, ce qui est toutefois rarement le cas d'après nos résultats (exemple en annexe 9). Le seul exemple trouvé en littérature est la requalification d'un parvis à Angers (France) basé sur la réutilisation de 85% des matériaux *in-situ* et 12% provenant d'autres sites de réaménagement urbain (Pethe, 2020) (détaillé dans le chapitre 1).

Prokop & Salata (2017) définissent le descellement (« desealing ») comme le remplacement des revêtements imperméables uniquement par de la terre végétale. En effet, la terre est le matériau perméable le plus fréquemment utilisé pour remplacer la couverture imperméable et mettre en place des milieux aux propriétés agronomiques adaptées à la croissance des plantes, qu'elles soient ornementales ou alimentaires. C'est, par exemple, la méthode systématiquement utilisée pour les opérations de descellement de trottoirs à but de végétalisation participative (catégorie 2 de la typologie). Pourtant le chantier-type de reconstitution de sol en zone urbaine avec terre végétale n'est que peu couvert par les références bibliographiques (Bacholle, Leclerc, & Coppin, 2006). Les terres (végétales ou ressources) sont amendées avec des matériaux organiques lorsqu'elles ne sont pas de qualité suffisante, presque exclusivement sous forme de composts de déchets verts, généralement en grandes quantités, à hauteur de 100 t.ha⁻¹ de MS ou de 40 % (v/v) (Bacholle et al. (2006), NF U 44-551 des supports de culture). Ces terres peuvent aussi être mélangées avec des matières minérales (NF U 44-551 des supports de culture), par exemple pour des mélanges terre-pierre (Damas, 2004). Il s'agit d' « Anthrosols reconstitués » formés de matériaux

pédologiques décapés, transportés, remaniés et souvent constitués par les horizons arables de terrains agricoles, retirés pour de nouveaux projets d'aménagement, et qui ne sont pas toujours disponibles à proximité du site (Baize & Girard, 2008). L'usage systématique et conséquent de terres végétales dans les villes a donc un impact environnemental en raison du transport par camions, ainsi que de la perte de terres agricoles réduisant les surfaces disponibles pour la production alimentaire (European Commission, 2012). Il est par conséquent nécessaire de privilégier d'autres méthodes de refunctionalisation de sols après descellement.

La construction de sols est une solution durable, qui valorise des déchets et matériaux récupérés localement, soit directement sur site soit dans un rayon qui se veut le plus proche possible (e.g., depuis les chantiers de construction ou les plateformes de stockage de déchets). Les matériaux utilisés pour la construction de sols fertiles ont fait l'objet d'un travail de recensement et de classement dans le cadre du projet SITERRE (ADEME, 2015 ; Damas & Coulon, 2016). La terre végétale n'est que rarement incluse dans les formulations de sols construits ; les matériaux minéraux et organiques les plus utilisés sont respectivement les terres excavées (non contaminées) et le compost de biodéchets. Cela s'explique tout d'abord par une réglementation favorisant leur valorisation : le compost est un produit s'il répond à la norme NF U44-551, et les terres excavées n'ont plus le statut de déchet par l'arrêté du 4 juin 2021 (leur valorisation avait déjà été encouragée notamment dans le guide du BRGM (Coussy et al., 2020). Par ailleurs, ces deux matériaux sont disponibles sur le territoire français, et le compost peut également être fabriqué par les services techniques des espaces verts des communes, souvent inclus dans les maîtrises d'œuvre des projets urbains de réaménagement.

2.4.3. Une absence de suivi post-descellement

Il n'existe pas de référentiel technique ou scientifique dédié à la mise en œuvre et au suivi des opérations de descellement. Le remplacement des matériaux descellés par de la terre végétale (amendée ou non) est une technique bien connue : dans l'hypothèse d'une

caractérisation initiale de cette terre, aucun suivi scientifique n'est nécessaire (seulement une gestion paysagère).

Les bénéfices des opérations de descellement urbain sont rarement évalués. Pour mesurer les avantages contre les ICU, des mesures spécifiques du microclimat avant et après descellement sont nécessaires, comme cela a par exemple été réalisé pour l'opération Tierce forêt à Aubervilliers dans nos retours d'expérience et publié par (Parison et al., 2023). De même, l'évaluation des bénéfices d'une opération de descellement visant à améliorer la couverture végétale, la biodiversité ou les continuités écologiques nécessite un suivi écologique, à une échelle pertinente. Quant aux bénéfices sociaux d'aménagements paysagers ou récréatifs (i.e., appréciation visuelle, lien social), ils sont rarement évalués car ils ne peuvent être quantifiés aussi facilement et rapidement, relevant plutôt de la recherche psychologique et sociale (Bates, Bohnert, & Gerstein, 2018; Meyer-Grandbastien et al., 2021; van Dijk-Wesselius et al., 2022). Toutefois, plusieurs études récentes développent des méthodologies cartographiques d'évaluation des bénéfices de la désimperméabilisation *via* des indicateurs cartographiques hydrologiques, microclimatiques ou de végétation (Cortinovic et al., 2022; Thompson Couch et al., 2023). Ces études pourraient être complétées par des suivis expérimentaux à différentes échelles de temps, pour évaluer et comparer les différentes méthodes de descellement existantes et les fonctions et services rendus, qui constituent l'objet de cette thèse et du projet DESSERT.

2.5. Synthèse du chapitre

Notre travail d'enquête a prouvé que des opérations de désimperméabilisation étaient récemment mises en œuvre, dans des villes de toutes tailles, réparties sur le territoire français et pour différents usages urbains. Les coûts et les sources de financement étaient variés, et ces dernières étaient cohérentes avec celles préalablement identifiées dans l'état de l'art. Plusieurs aspects font de la désimperméabilisation une approche adaptée à la matrice urbaine contrainte. Ces aménagements augmentaient souvent le nombre d'usages d'un site, rendant l'espace multifonctionnel en combinant différentes solutions techniques (e.g., structures de

GIEPU, végétalisation uni-strates ou multi-strates, reconstitution ou construction de sol). Si l'objectif premier était bien la GIEPU, ce n'était pas systématiquement le cas et une large gamme de services écosystémiques était recherchée (e.g., confort climatique, biodiversité en ville, aspects sociaux). Le descellement consistait régulièrement en de petites mais multiples opérations aboutissant à des parcelles végétalisées pouvant contribuer à la biodiversité urbaine selon leur proximité, leur conception et leur gestion.

En nous appuyant sur la littérature, nous avons construit une typologie des opérations de descellement intégrant plusieurs critères (usage, objectifs) ainsi que la facilité de mise en œuvre, les surfaces, les matériaux utilisés et leur devenir. Les méthodes de désimperméabilisation identifiées impliquaient généralement le remplacement de la couverture imperméable et des couches sous-jacentes par des matériaux importés (terre végétale). De plus, ces couches ne sont pas ou peu caractérisées dans le cadre d'opération de descellement, et peu de suivi des sites descellés ont été effectués. En conséquence, la typologie n'a malheureusement pu intégrer les caractéristiques physico-chimiques ou agronomiques des sols descellés. Comme il est stratégique d'identifier les zones les plus appropriées pour la désimperméabilisation (sujets de plus en plus d'études et de guides), la prise en compte des sols préexistants peut contribuer à minimiser les coûts économiques et environnementaux. Cependant, les propriétés des sols imperméabilisés et des sols descellés sont encore peu connues. Par conséquent, le développement de connaissances sur ces sols descellés et sur les méthodes d'évaluation *in situ* des différents bénéfices de ces opérations de descellement urbain semble indispensable, et pourra aider les aménageurs urbains pour la mise en place de sols fertiles après descellement.

Chapitre 3. Matériels et méthodes

Dans ce chapitre seront présentés les matériels utilisés et les méthodes mises en œuvre dans les essais en conditions contrôlées (présentés dans le chapitre 4) et dans les essais en conditions de terrain (chapitre 5). La première partie de ce chapitre porte sur la présentation des sites pilotes des essais *in situ*, incluant leur localisation et description, les modalités expérimentales mises en œuvre, le matériel végétal choisi, la gestion des sites, et enfin les mesures réalisées et la stratégie d'échantillonnage suivie. La seconde partie présente l'expérimentation en conditions contrôlées de serre, et suit la même organisation. Elle présente également les matériaux utilisés, dont ceux provenant des sites pilotes et utilisés dans l'expérimentation sous serre. Une troisième partie précise les techniques analytiques utilisées. Enfin la dernière partie indique les méthodes et outils utilisés pour réaliser les traitements statistiques.

3.1. Essais en conditions de terrain

3.1.1. Présentation des sites expérimentaux

3.1.1.1. Critères pour le choix des sites

Les sites pilotes présentés et utilisés dans ce travail de thèse ont initialement été sélectionnés dans le cadre du projet DESSERT et devaient répondre à plusieurs critères :

- Représenter des conditions climatiques différentes,
- Permettre des interventions et un suivi régulier,
- Présenter une surface suffisante,
- Être sécurisés la nuit et mis à disposition durant toute la période de thèse (et au-delà pour poursuivre les études dans le cadre de DESSERT).

Les deux sites pilotes présentés dans ce mémoire sont situés à Saint-Barthélemy d'Anjou (A-SBA) au sein de la première couronne d'Angers Loire Métropole (ALM) (département Maine-et-Loire, France), et à Nancy (N-PSM), en cœur de ville (département Meurthe-et-Moselle Lorraine, France).

3.1.1.2. Des contextes climatiques différents

Les sites pilotes de A-SBA et N-PSM étaient situés respectivement à l'ouest et au nord-est du territoire métropolitain, dans des contextes climatiques distincts (Tableau 8).

Tableau 8: Climats de chaque site (Météo-France s. d.)

Site	Type de climat (code de la classification de Köppen)	Températures (normales 1991-2020) en °C		Pluviométrie	
		Maximales	Minimales	Précipitations annuelles moyennes (en mm)	Nombre de jours de pluie
A-SBA	Océanique (Cfb)	8,2	17,1	709	111
N-PSM	Semi-continental (Cfb)	7,1	16,1	794,5	125

3.1.1.3. Description des sites pilotes : usages initiaux et superficies

Le site A-SBA était situé sur le dépôt de bus d'ALM (Tableau 9, Figure 21). Les parcelles expérimentales se situent sur une zone de parking d'environ 125 m², sans discontinuité, peu ombragée, le long de l'accès du site du dépôt.

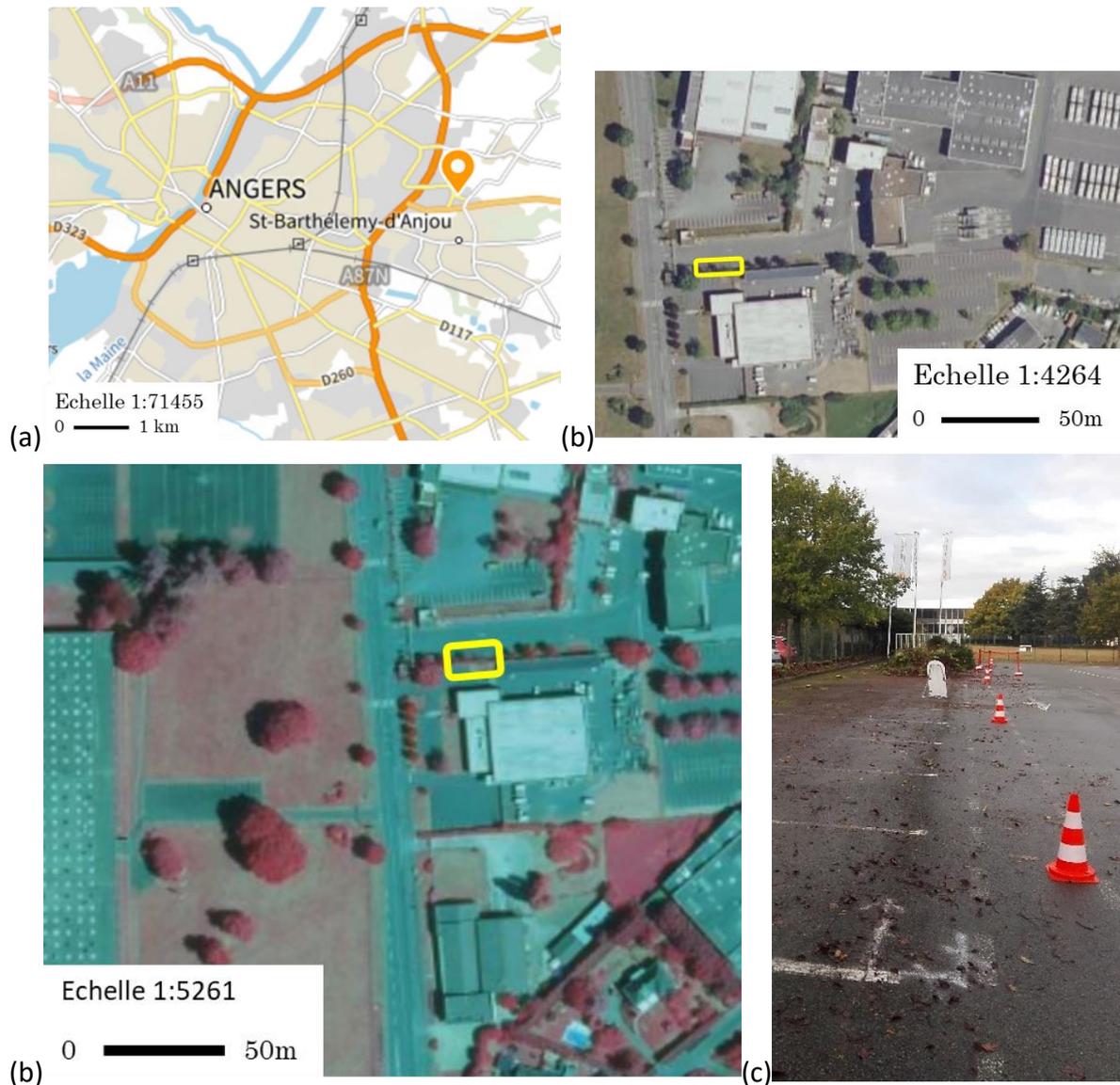


Figure 21 : Localisation du site expérimental A-SBA, (a) localisation dans la Métropole d'Angers-Loire du site par le point orange, (b) Photographie aérienne du site du dépôt de bus Irigo, à Saint-Barthélemy d'Anjou, avec la zone expérimentale indiquée en jaune, (c) Image infra-rouge aérienne indiquant les zones végétalisées autour du site indiqué en jaune. (d) Photographie du site à l'état initial, montrant la succession des places de parking en revêtement d'enrobé bitumineux (Sources des fonds de carte : géoportail, 2018 et google maps).

Tableau 9: Description synthétique des sites pilotes (aspects géographiques et topographiques, gestionnaire et usage des sites)

Site	Angers - A-SBA	Nancy - N-PSM
Usage antérieur	Sols agricoles	Parc privé
Période de changement d'usage	Entre 1979 et 2000	Accessibilité au public en 1904 (pas de réaménagement majeur depuis)
Age du site	Entre 23 et 43 ans	119 ans (depuis l'accessibilité public)
Usage global actuel	Site de dépôt de bus	Parc urbain
Usage initiale de la zone descellée	Parking pour véhicules légers	Une allée piétonne
Gestionnaire	Société Irigo	Service Environnement et Nature de la ville de Nancy
Adresse	6 Rue du Bois Rinier, 49124 Saint-Barthélemy-d'Anjou	1 Av. Boffrand, 54000 Nancy
Coordonnées géographiques DMS	47° 28' 28,23" 0° 29' 42.172"	48° 40' 46.722" 6° 10' 11.456"
Corine Land Cover 2018	Code 121 Zones industrielles ou commerciales et installations publiques	Code 112 Tissu urbain
Climat	Tempéré océanique (Cfb)	Tempéré océanique (Cfb)
Altitude (en m)	37	225
Topographie	Terrain plat	Terrain plat
Pente (en °)	<1	<1
Contexte paysager environnant	Végétation adjacente sur un des côtés (face sud). Un arbre adulte à proximité immédiate (chêne).	Végétation adjacente sur deux des côtés (faces est et ouest). Arbres et arbustes adultes tout autour.
Luminosité	Ombre uniquement pour une partie des placettes situées aux extrémités	Ombre à mi-ombre pour l'ensemble du site

Le site N-PSM est situé dans le parc urbain de Sainte Marie (Tableau 9, Figure 22). Cet espace vert d'une superficie de 7,5 hectares est devenu public en 1904 (Office de tourisme de la Ville de Nancy 2022) et n'a pas connu de réaménagement majeur depuis. Le site expérimental correspond à un tronçon continu d'une allée, d'une surface d'environ 150 m².



Figure 22: Localisation du site expérimental N-PSM, (a) localisation du parc Sainte-Marie à Nancy par le point orange, (b) Photographie aérienne du site du parc avec la zone expérimentale indiquée en rouge et (c) plan du parc, avec la zone expérimentale indiquée en rouge, (d) Photographie du site à l'état initial, avant expérimentation (Sources des fonds de carte : Géoportail et Google maps).

3.1.1.4. Des contextes géologiques distincts

Pour le site de A-SBA, une étude géologique (Laboratoire régional d'Angers 1979), réalisée en préalable de la construction du dépôt de bus, avait été fournie par l'exploitant du site et a complété les informations extraites du site Géoportail. Ce secteur du dépôt de bus appartient à une large bande de terrains de pente orientée SE-NW et d'âges différents bien que datant tous de l'ère primaire (paléozoïque). Les parcelles expérimentales se situent sur des formations essentiellement schisteuses datées de l'Ordovicien Supérieur et du Silurien

(05-S3). Le site N-PSM se situe sur une zone plate d'alluvions anciens (couche géologique Fy), qui s'étend sur un kilomètre autour du site (site Géoportail).

3.1.1.5. Des contextes pédologiques contrastés

Une fosse pédologique (2 m * 1 m * 1 m) a été réalisée sur chaque site, et les profils pédologiques et racinaires ont été réalisés soit par la doctorante soit par Christophe Schwartz, pédologue et coordinateur du projet DESSERT.

Le scellement d'enrobé bitumineux du site A-SBA étaient vieux (plus de 20 ans), un peu dégradé, et plutôt épais (8-10 cm). Avant descellement, le profil du sol du site A-SBA a révélé huit couches sur 70 cm de profondeur (Figure 23). Tout d'abord (I), la couche inférieure était constituée d'un sol autochtone plutôt sablo-argileux ; ensuite (II), des couches composées de matériaux caillouteux grossiers ainsi qu'une couche fine discontinue de grave d'enrobé étaient discernables. Enfin (III), une couche de granulats surmontée d'une couche d'enrobé bitumineux étaient en haut du profil.

Cette succession de matériaux a été interprétée comme correspondant à trois étapes dans l'histoire de ce Technosol Ekranic, mis en lien avec les usages historiques du sol. Tout d'abord (I), la couche inférieure était celle du sol autochtone plutôt sablo-argileux, comme confirmé par des sondages datant de 1979 i.e., avant la construction du parking. En effet, le site A-SBA était auparavant une zone à usage agricole, recouvert d'un manteau de sol superficiels d'épaisseur variable (0,1 à 1 m) (Figure 24). Un changement d'usage et de couverture des sols a eu lieu entre 1979 et 2000 : le dépôt de bus a été construit et les sols ont été scellés. Effectivement, le profil de sol montrait que le sol initial a été tronqué et des matériaux caillouteux ont été déposés pour réaliser une première zone de parking (étape II de l'histoire du profil). Enfin (III), une deuxième zone de parking a été réalisée par-dessus la première. La zone où se situaient les parcelles expérimentales n'a ensuite pas été profondément modifiée jusqu'aux travaux fin 2021 (Figure 24). Aucune trace biologique n'a été détectée (pas de racines ni de vers de terre).

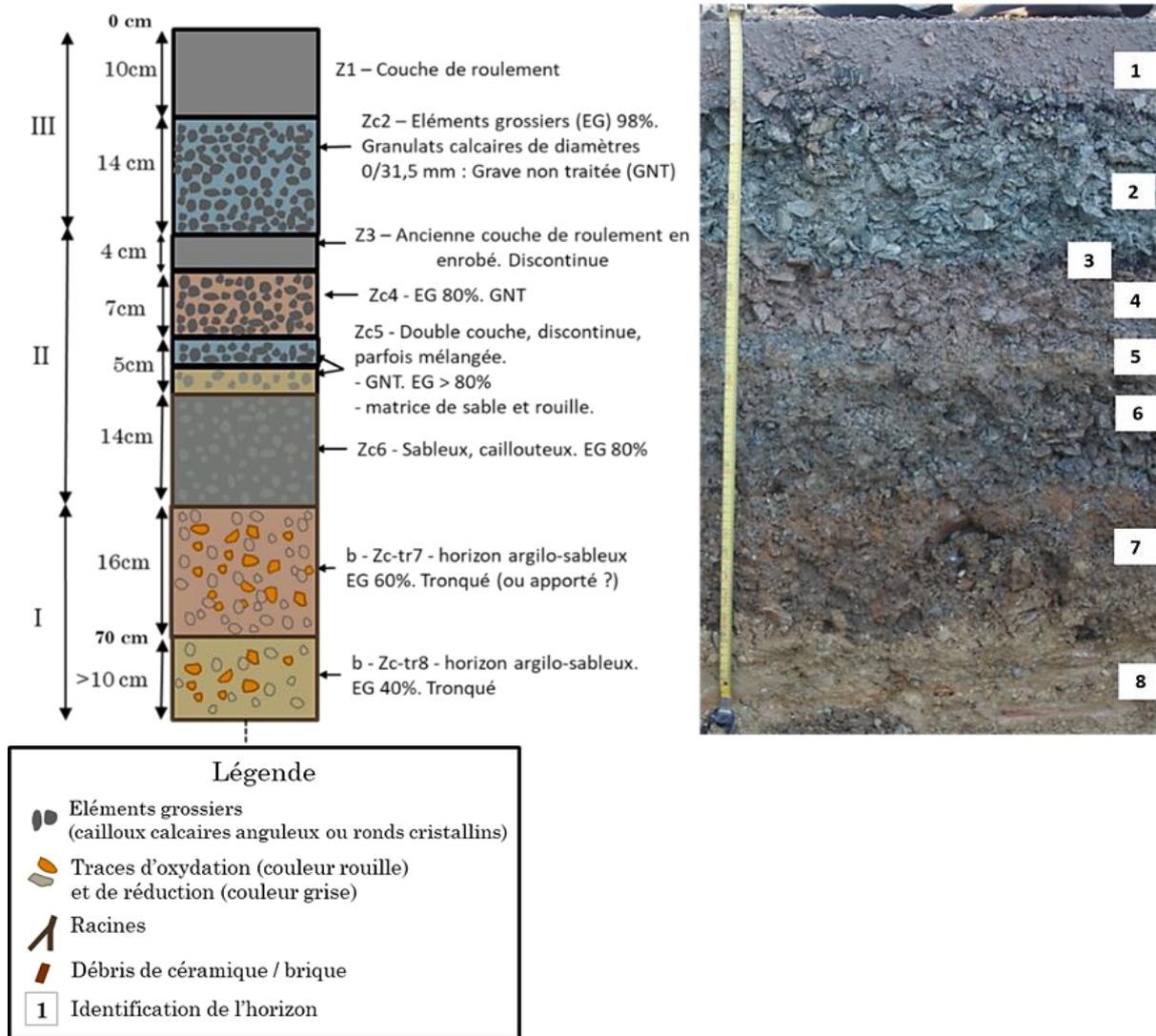


Figure 23: Profil pédologique avec photographie et interprétation schématisée pour le site A-SBA. Les couleurs utilisées dans les profils schématisés correspondent aux couleurs des horizons.



Figure 24: Evolution d'usage du site A-SBA et des alentours. (a) 1949, (b) 2020 (Source : Géoportail - Remonter le temps). Le rectangle rouge indique l'emplacement des parcelles expérimentales.

Le revêtement d'enrobé bitumineux de N-PSM était peu épais (2,5 cm), très dégradé par rapport à A-SBA car vieux (la date de scellement est inconnue, entre 50 et 119 ans). Le profil du sol initial de N-PSM présentait sept couches sur 80 cm de profondeur (Figure 25). A la base du profil (I - horizons 6 et 7) se trouvait un sol brun lessivé, avec des traces d'oxydation (rouille) et de nombreuses racines en décomposition. L'horizon n°6 contenait quelques artefacts en céramique, provenant probablement d'un ancien tuyau d'évacuation. Ensuite (II) se trouvait un mélange compacté de graviers roulés, de galets de roches cristallines (matériaux alluvionnaires allochtones) et de galets calcaires, surmontée d'une couche nivelée de sable

bitumineux. Le profil montrait ensuite une couche de matériaux allochtones pierreux (mélange de cailloux ronds et de sables calcaires), surmonté d'une couche compactée de sol non indigène avec des pierres calcaires (III). Enfin (IV), la couche d'enrobé surmontait le profil.

Le site n'a pas changé d'usage depuis au moins 1958 (Figure 26). La succession des horizons a été interprétée selon quatre étapes successives. Premièrement (I), le sol brun lessivé et oxydé existant a été décapé. Ensuite (II) une couche de matériaux alluvionnaires allochtones a été déposée. Cette couche a par la suite été recouverte d'une chaussée peu épaisse pour un usage piéton, et constituée d'une couche de sable et grave recouverte d'une couche fine de sable d'enrobé bitumineux (III). Enfin, une seconde voirie piétonne, a été mise en place par-dessus (IV), constituée d'une couche compactée de matériaux allochtones sableux et pierreux de sol non indigène recouverte par l'enrobé de surface.

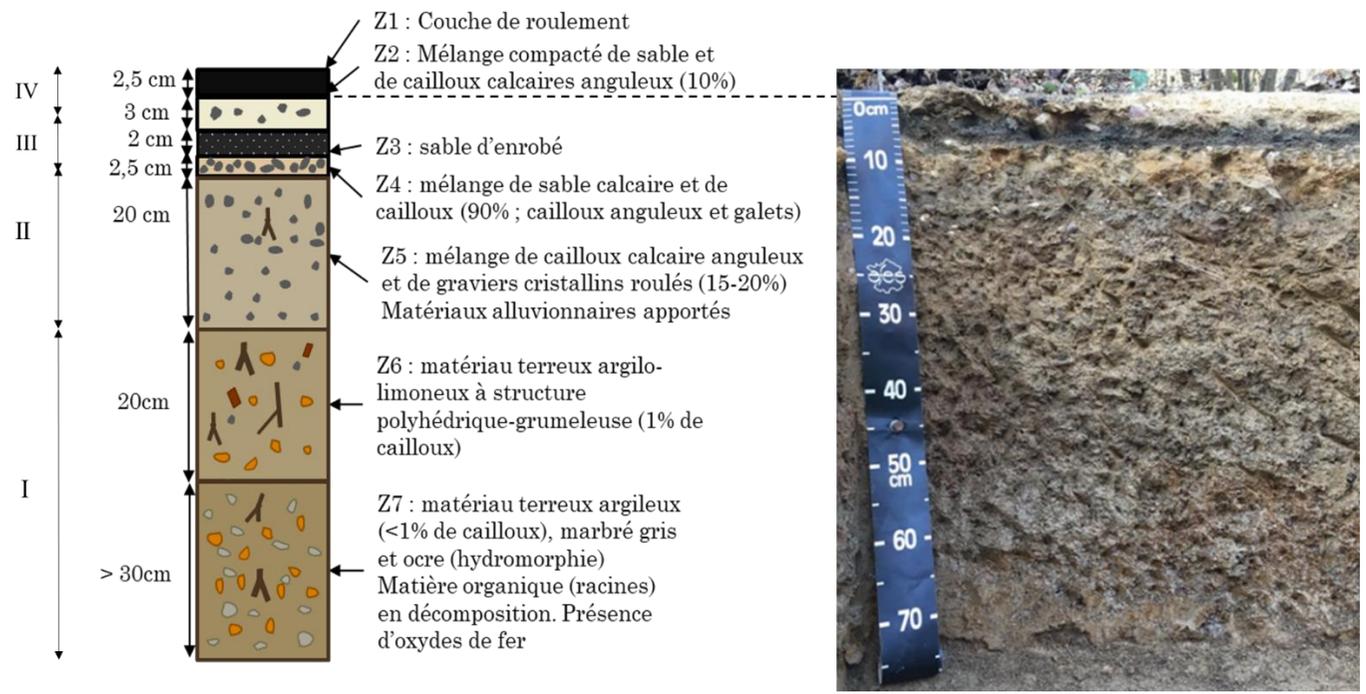


Figure 25 : Profil pédologique avec photographie et interprétation schématique pour le site N-PSM. Les couleurs utilisées dans les profils schématisés correspondent aux couleurs des horizons.

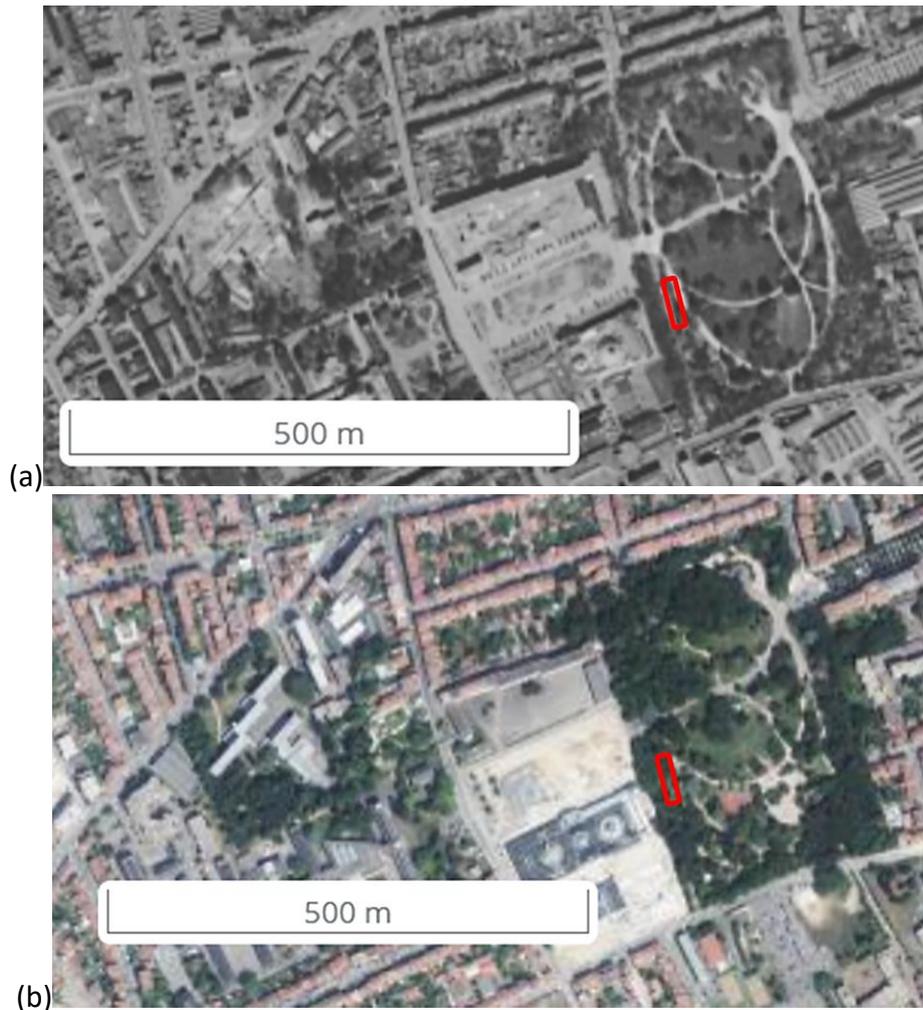


Figure 26: Evolution d'usage du site N-PSM et des alentours. (a) 1958, (b) 2020 (Source : Géoportail - Remonter le temps). Le rectangle rouge indique l'emplacement des parcelles expérimentales.

La présence et la distribution des racines a été obtenue en comptant le nombre de cellules (2 x 2 cm) colonisées par les racines sur des grilles verticales (60 * 40 cm). Les sols sous-jacents au revêtement imperméable du site A-SBA ne présentaient aucunes racines dans les différents horizons. Uniquement 2 des 4 profils du site N-PSM présentaient des racines ; les profils racinaires obtenus sont donc présentés en figure 27. Pour le profil racinaire D, les racines étaient repérées sur toute la surface de la grille correspondant à 20,3 % de la surface. Pour le profil B, 4% de la surface de la grille présentait des racines, de 14 cm à 26 cm (ce qui correspond à la couche n°5 de la figure 25).

Les racines n'étaient présentes que sur les faces contiguës aux espaces végétalisés, du côté des espaces enherbés ou arborés (Chapitre 3). Aucune racine n'a été observée sur les

faces situées dans la continuité du chemin. Elles provenaient donc des espaces verts situés de part et d'autre du cheminement piétonnier., le compactage des différentes couches limitant la croissance racinaire.

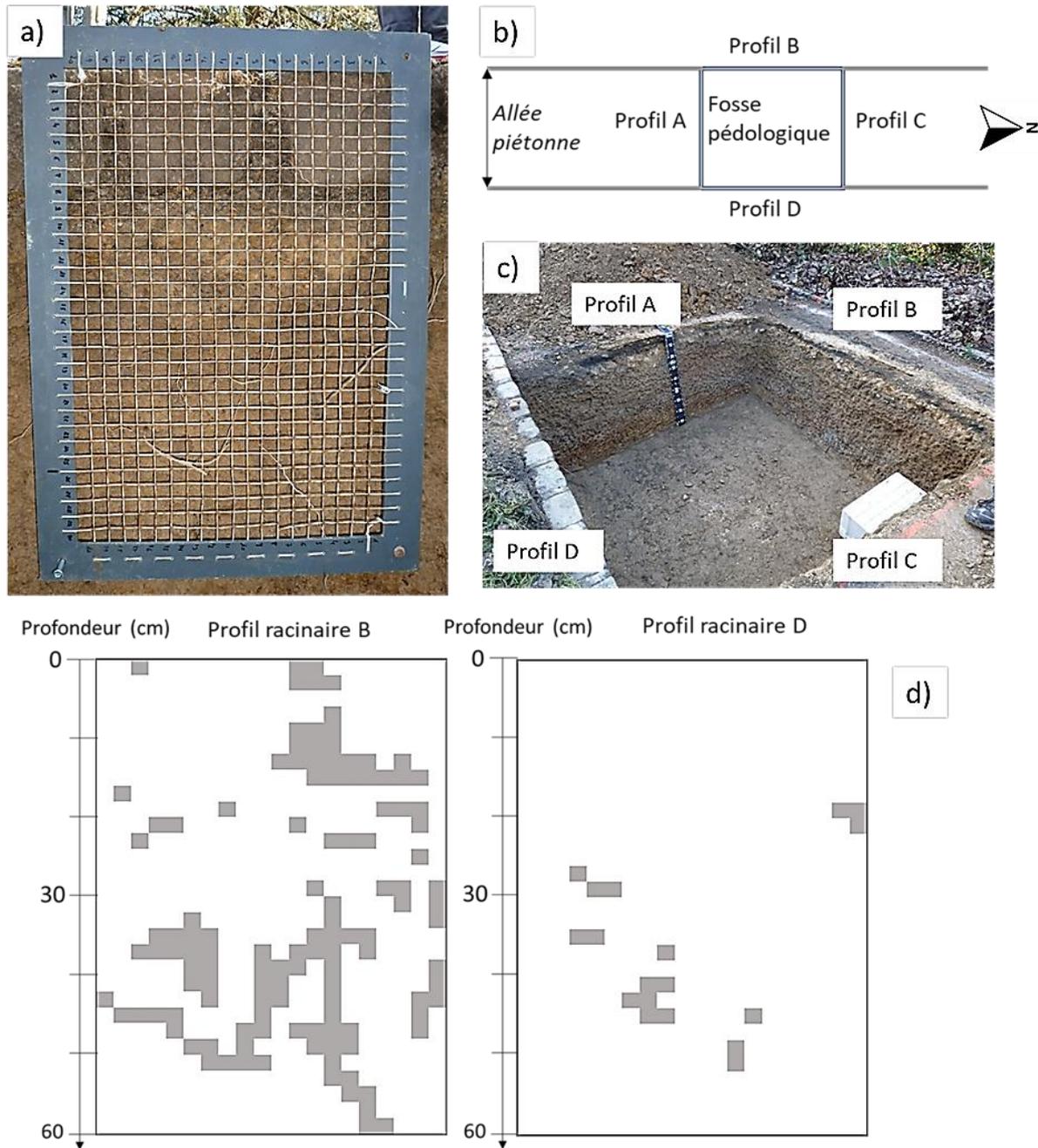


Figure 27: Profils racinaires du site N-PSM. (a) Photographie d'un profil racinaire (profil D), (b) Localisation des profils dans la fosse pédologique schématisée, (c) photographie de la fosse pédologique et localisation des profils, (d) résultats des profils racinaires (d). Les profils A et C ne présentaient aucunes racines.

Les résultats étaient cohérents avec la littérature (IUSS Working Group WRB, 2022; Kida & Kawahigashi, 2015). Les profils étudiés de Technosols ekranics de A-SBA et N-PSM présentent une stratification claire, avec une hétérogénéité verticale et des variations de l'ordre du centimètre au décimètre dans l'épaisseur des couches anthropiques routières. D'un point de vue pédologique, les horizons anthropiques faits de matériaux exogènes (les cinq premiers horizons pour N-PSM, et les six premiers pour A-SBA) étaient très dégradés et hétérogènes verticalement avec une absence d'agrégats, une structure particulaire ou massive plutôt que grumeleuse, compactée, une texture à forte teneur en sable et faible en argiles et un déficit de matière organique par rapport à des sols naturels. Ensuite, les couches de sol originelles semblaient avoir conservé des caractéristiques pédologiques (texture, structure) des décennies après le processus d'imperméabilisation. Ainsi pour N-PSM, le pH était de 8,8 dans les couches supérieures de sables et graves ou de sable d'enrobé, en partie calcaire, tandis que les deux horizons du sol en place en fond de fosse présentaient un pH de 7,8 et n'étaient pas calcaires (pas de réaction à l'acide chlorhydrique).

3.1.2. Design expérimental des essais in-situ

3.1.2.1. Modalités expérimentales

Les essais terrain visaient à tester si les sols scellés peuvent changer d'usage et fournir des fonctions adaptées (précédemment listées). Différents niveaux d'interventions peuvent être réalisés pour permettre aux sols scellés de devenir multifonctionnels pour assurer un couvert végétal, vis-à-vis de l'usage envisagé (accompagnement de voirie pour A-SBA et zone de parc urbain pour N-PSM). L'idée est également de tester des méthodes de descelllement avec le plus faible impact possible (i.e., minimisation des apports extérieurs de matériaux, simplicité de mise en œuvre).

Sur chaque site, 4 modalités expérimentales de sol sur voirie descellée ont été mises en place, sur une épaisseur d'environ 30 - 40 cm, et suivant un gradient d'intervention d'intensité croissante (Figure 28) :

- 1) Modalité « MIN » pour **intervention minimale** consistant uniquement à retirer le revêtement imperméable de surface,
- 2) Modalité « INT » pour **intervention intermédiaire** correspondant à une action physique simple, par décompaction de la couche de voirie sous-jacente au revêtement imperméable de surface,
- 3) Modalité « MAX » pour **intervention maximale** consistant en une intervention physique par décompaction et avec un apport de matière organique sous forme de compost de déchets verts ($\frac{1}{3}$ en volume)
- 4) Modalité « REF » pour **Référence**, qui a consisté à remplacer les matériaux de voirie par un mélange de terre végétale et de compost de déchets verts ($\frac{2}{3}$ – $\frac{1}{3}$ en volume). Cette modalité correspond à une pratique usuelle en aménagement urbain de reconstitution de sol végétalisé.

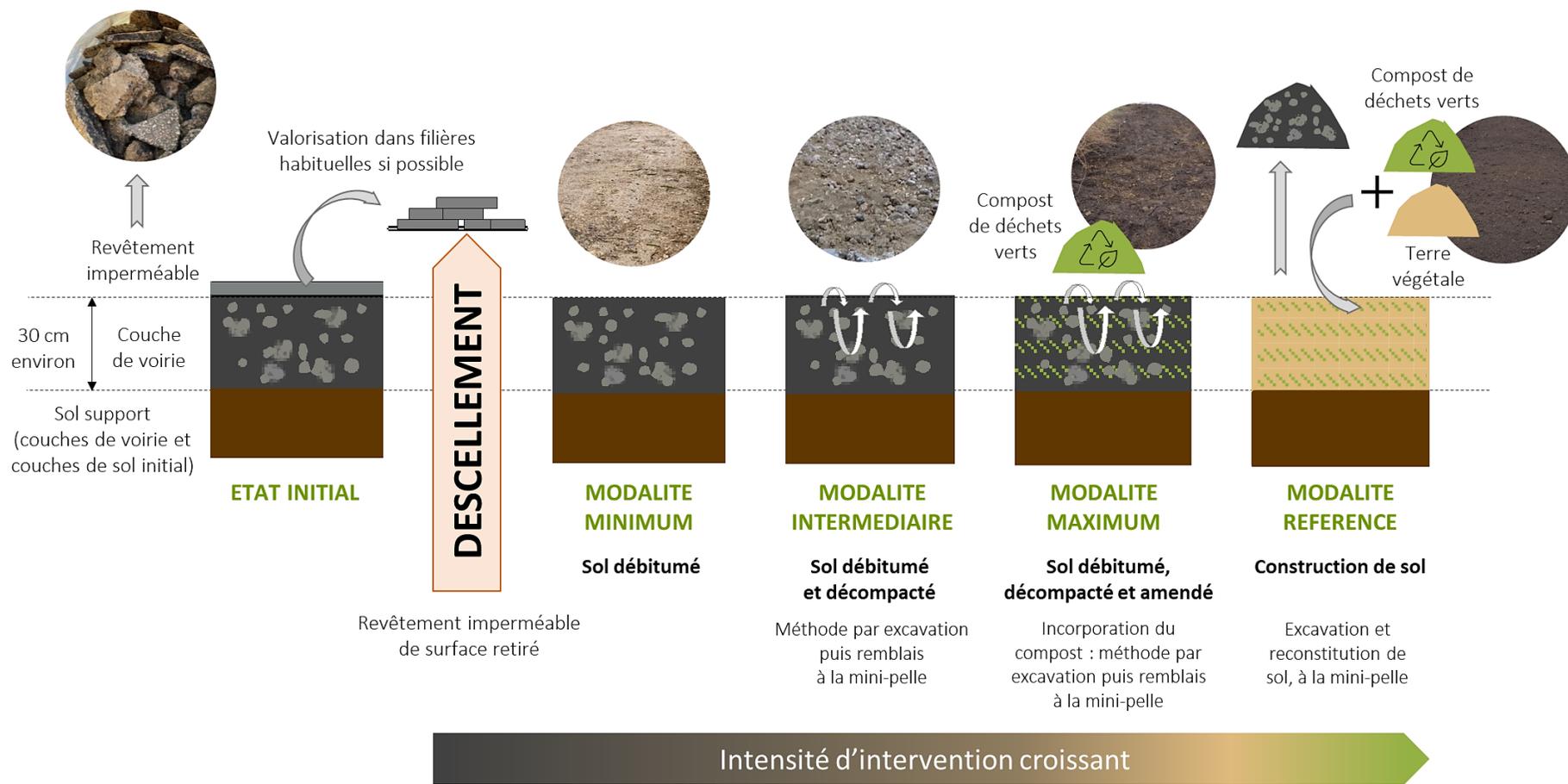


Figure 28: Schématisation des modalités expérimentales mises en place in situ, en partant de l'état initial scellé et suivant un gradient d'intervention croissant

3.1.2.2. Mise en place des parcelles expérimentales de terrain

Les travaux se sont déroulés les 8-9/11/2021 par les entreprises Luc Durand et Edelweiss pour A-SBA, et les 24-26/01/2022 par l'entreprise Eurovia et les services espaces verts de la Ville de Nancy pour N-PSM. Chaque site a été découpé en 4 parcelles juxtaposées correspondant chacune à une modalité, séparées par un géotextile vertical sur l'épaisseur étudiée (Figure 28 et Annexe 10).

Les travaux se sont déroulés en plusieurs étapes et parcelles par parcelles, pour minimiser la circulation des engins sur les sols. La première étape a consisté à retirer le revêtement d'enrobé de surface sur tout le site expérimental soit par une raboteuse pour A-SBA soit par une minipelle pour N-PSM (Annexe 11). Ensuite les différentes modalités ont été mises en œuvre comme suit :

- Pour la modalité MIN, le retrait du revêtement imperméable a décompacté la surface du sol mis à nu (le sol a été recompacté avec un compacteur manuel à plaque vibrante).
- La modalité INT a été réalisée en décompactant l'assise de voirie à la pelle mécanique sur environ 30 - 40 cm.
- De même, la modalité MAX a été réalisée en décompactant tout d'abord l'assise de voirie à la minipelle sur 30 - 40 cm, qui a ensuite été excavée sur environ 10 cm d'épaisseur, et remplacée par du compost de déchets verts (DV). Les deux matériaux ont été mélangés à la pelle mécanique sur la profondeur souhaitée. Les proportions volumiques étaient de $\frac{1}{3}$ de DV - $\frac{2}{3}$ de granulats, soit environ 4 m³ de compost (Annexe 11).
- La modalité REF a été mise en œuvre en excavant l'assise de voirie sur 30 - 40 cm, remplacée par de la terre végétale (TV) et du DV mélangés, en proportion volumique $\frac{2}{3}$ - $\frac{1}{3}$, soit 4 m³ de DV et 8 m³ de TV (pour 9 m³ excavé, pour tenir compte du foisonnement des matériaux organiques qui vont se tasser au cours du temps).

L'export d'enrobé bitumineux ayant engendré une légère dépression avec la surface d'enrobé encore intacte alentour, une partie du matériau de voirie excavé de la parcelle MAX a été ajoutée sur les parcelles MIN et INT. La surface des parcelles INT, MAX, REF a finalement été

nivelée au râteau. La zone d'étude a été délimitée à l'aide de signalétique autour de chaque site pour limiter le stationnement ou le piétinement.

3.1.2.3. Végétalisation des sites

La stratégie de végétalisation a été identique pour les deux sites, toutes modalités confondues. Un semis a été effectué quelques mois après la phase travaux, le 19/05/2022 pour A-SBA et le 11/05/2022 pour N-PSM. Le semis a été effectué avec une densité de 30 g.m^{-2} (300 kg.ha^{-1}) et a été fait à la volée avec un mélange graines/sable. Pour s'assurer d'un semis le plus homogène possible, des lots ont été réalisés pour chaque quart de la surface de chaque parcelle (soit 16 sous-lots homogènes au total). Un rouleau a été passé sur chaque parcelle puis les parcelles ont été arrosées, pour tasser, faire adhérer les graines au sol et pour favoriser la germination.

Le mélange choisi était constitué de 10 espèces herbacées, annuelles, bisannuelles ou vivaces, sélectionnées pour leur aptitude à se développer sur des sols contraints, caillouteux, pauvres en éléments nutritifs et en eau (e.g., espèces retrouvées sur friche) et adaptées aux climats d'Angers et de Nancy. Le mélange choisi sur-mesure (fourni par la société Nova-flore) était composé des espèces suivantes :

- Graminées (75 % en masse, chaque espèce à 15 % en masse) : *Cynodon dactylon*, *Festuca ovina*, *Festuca rubra*, *Lolium perenne*, *Bromus erectus*
- Non graminées (25 % en masse) : *Echium vulgare* (6 %), *Achillea millefolium* (4 %), *Papaver rhoeas* (1 %), *Centaurea cyanus* (9 %), *Daucus carota* (5 %).

3.1.2.4. Gestion du couvert végétal

L'intervention était minimale. Une période d'arrosage a été effectuée au moment du semis pour faciliter le démarrage. L'arrosage a été effectué au tuyau ou à l'arrosoir, et en début de matinée ou en fin d'après-midi pour éviter l'évaporation. Comme le semis s'était développé suffisamment pour certaines modalités, il a été décidé de ne pas réensemencer.

Une coupe annuelle tardive (en novembre) avec exportation de la biomasse a été effectuée sur toutes les parcelles.

3.1.3. Suivi des sites-pilotes

3.1.3.1. Suivi en continu des conditions climatiques et des caractéristiques physiques des sols

La pluviométrie et la température d'air ont été collectés au cours du temps pour les deux sites pilotes. Pour le site A-SBA, les conditions météorologiques ont été enregistrées à l'aide d'une station météorologique installée à approximativement 250 m des parcelles. Les moyennes journalières sont utilisées. Pour le site N-PSM, les données météorologiques viennent de la station de Nancy-Essey située à 4 km du site pilote. Les données météo sont exportées depuis le site infoclimat.

Avant la période de suivi, deux sondes ont été installées dans chaque modalité des deux sites afin de mesurer la teneur en eau volumique, la température et la conductivité électrique du sol. Les sondes ont été placées à l'horizontale à environ 15 cm de profondeur dans la couche étudiée. Afin de faciliter les raccordements aux sondes, la station contenant la centrale de mesure a été installée au centre du site.

3.1.3.2. Plan d'échantillonnage

Le mode d'échantillonnage des modalités était systématique et a été réalisé selon un quadrillage en quinze placettes par modalité (Figure 29). Tout d'abord, pour chaque modalité, des bordures d'environ 50 cm de large ont été exclues de l'échantillonnage afin d'éviter tout effet de bord avec les modalités adjacentes ou les zones situées hors site expérimental. Ensuite, le numéro de ces placettes a été réparti aléatoirement et permettait d'identifier les répliques à échantillonner (sol et végétation) à chaque campagne de prélèvement. Cette numérotation indiquait également l'ordre d'échantillonnage des compartiments sols, végétation, litière exogène ainsi que de l'activité biologique, afin de relier les résultats des

différents paramètres mesurés entre eux (par exemple, la première série d'analyses pour les sols et les végétaux a été effectué au sein des placettes 1R - Figure 29).

La stratégie d'échantillonnage tenait compte des contraintes organisationnelles (distances entre les sites, temps d'échantillonnage *in-situ* puis d'analyses). Les sites ont été suivis pendant quinze mois entre le semis en mai 2022 et la dernière intervention sur site présentée dans ce mémoire en novembre 2023 (Figure 30). Cinq campagnes d'échantillonnages de sols ont été effectuées pour suivre la qualité agronomique des modalités. Quatre campagnes ont été effectuées pour caractériser le sol, le couvert herbacé (seulement deux pour le paramètre de biomasse) et prendre en compte la litière exogène. Enfin pour la méthode Tea Bag Index, les sachets de thé étaient enterrés pendant trois mois et réparti en 5 campagnes.

Pour la végétation herbacée, un échantillonnage systématique a été effectué, avec trois quadrats de 50 cm sur 50 cm (0,25 m²) par parcelle, correspondant à environ 0,2 % de la surface d'une parcelle et placés au centre de chaque placette. Au sein du quadrat, cet échantillonnage comprenait la biomasse, les recouvrements totaux et spécifiques, la diversité spécifique, la fréquence des espèces semées, le stade reproductif, et lorsque cela était possible, le nombre d'individus spécifique. Pour le site A-SBA, une identification des espèces spontanées avait également été effectuée préalablement au semis.

Sur tous les sites, la litière exogène arborée a été récoltée sur chaque quadrat en préalable des relevés de végétation. Ce relevé permettait de mieux observer la végétation herbacée d'une part, et d'autre part permettait de prendre en compte un éventuel effet du dépôt de litière exogène et de sa dégradation sur les paramètres suivis (caractéristiques des sols, développement de la végétation, tea bag index).

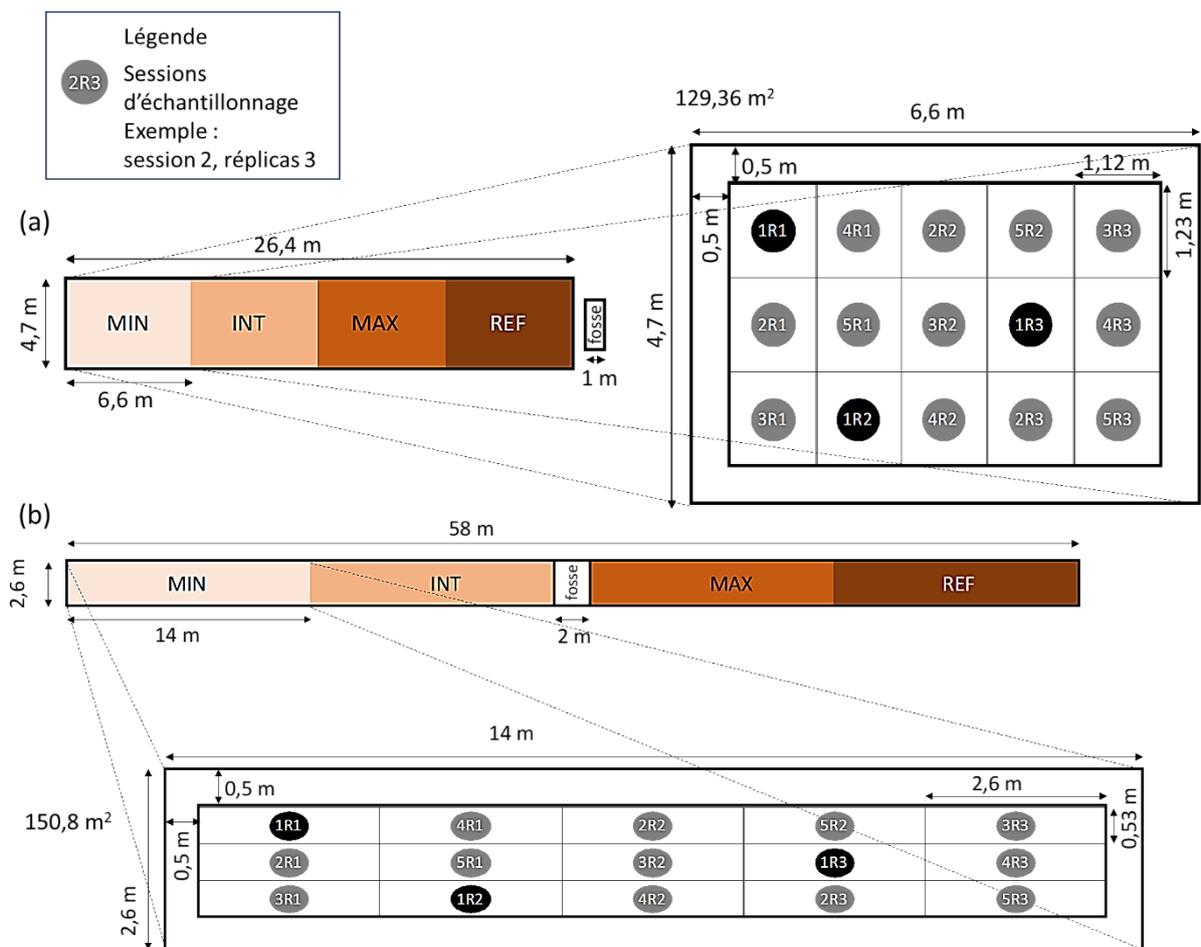
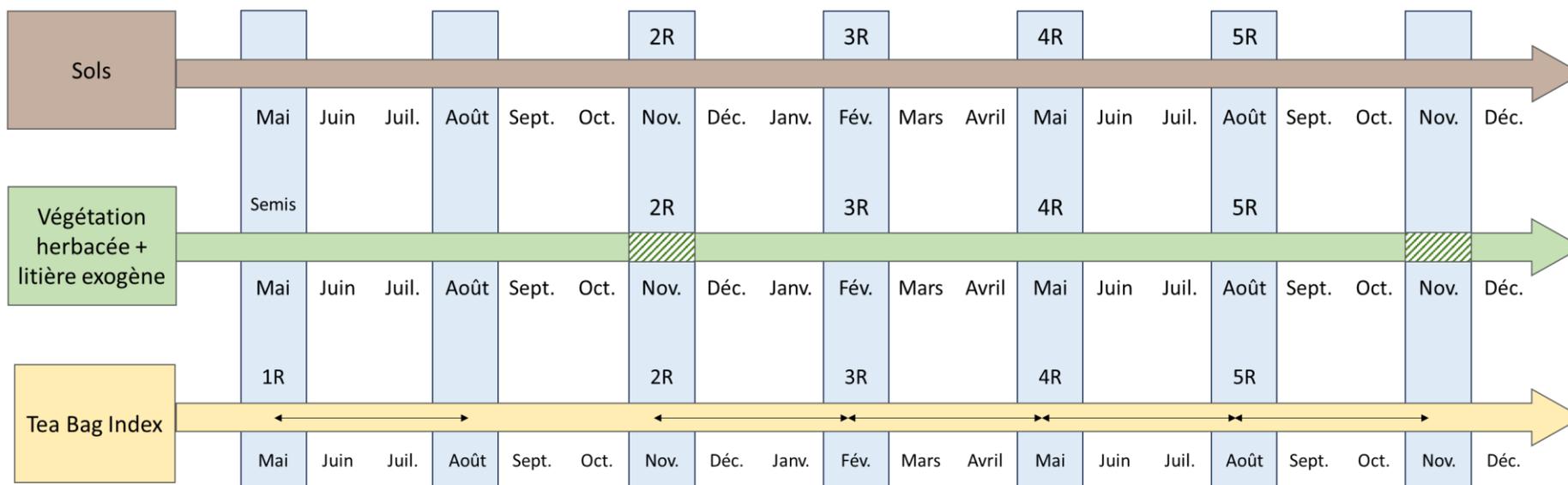


Figure 29: Plan du dispositif in situ, avec la localisation des points d'échantillonnage, les dimensions des parcelles expérimentales et l'emplacement des fosses pédologiques, pour les sites (a) A-SBA, (b) N-PSM

Échantillonnage



Nov. 2021 : Mise en place du site A-SBA
 Mars 2022 : mise en place du site N-PSM

LÉGENDE

- 1R Code d'échantillonnage, avec la session et le réplica
- ↔ Période d'incubation sur site des sachets de thé (environ 3mois, de la pose à la récolte)
- ▨ Fauche de la strate herbacée de l'ensemble du site
- Période d'intervention sur site

Figure 30: Schématisation de la stratégie d'échantillonnage des modalités expérimentales dans le cadre du suivi de terrain

3.1.4. Matériaux utilisés dans les essais en conditions contrôlées

La figure 31 récapitule les matériaux utilisés dans chaque expérimentation et leur provenance. Les terres végétales (TV) et les composts de déchets verts (DV) utilisés pour les sites-pilotes ont été échantillonnés pour analyses. Les granulats de voirie venant des deux sites pilotes descellés (GA et GN respectivement venant de A-SBA et N-PSM) ainsi que l'enrobé bitumineux concassé (EC) et la terre végétale (TV) de A-SBA ont été prélevés pour la réalisation des essais en conditions contrôlées et pour analyse. Le GA, le GN, la TV et l'EC ont été préalablement tamisés et ont été stockés dans des big bags pendant les quelques mois qui se sont écoulés entre les travaux de mise en place des sites pilotes et la mise en œuvre des essais en conditions contrôlées. Le DV utilisé dans l'expérimentation sous serre a été acheté déjà tamisé (0/20 mm) et a été conservé au froid pendant quelques jours.

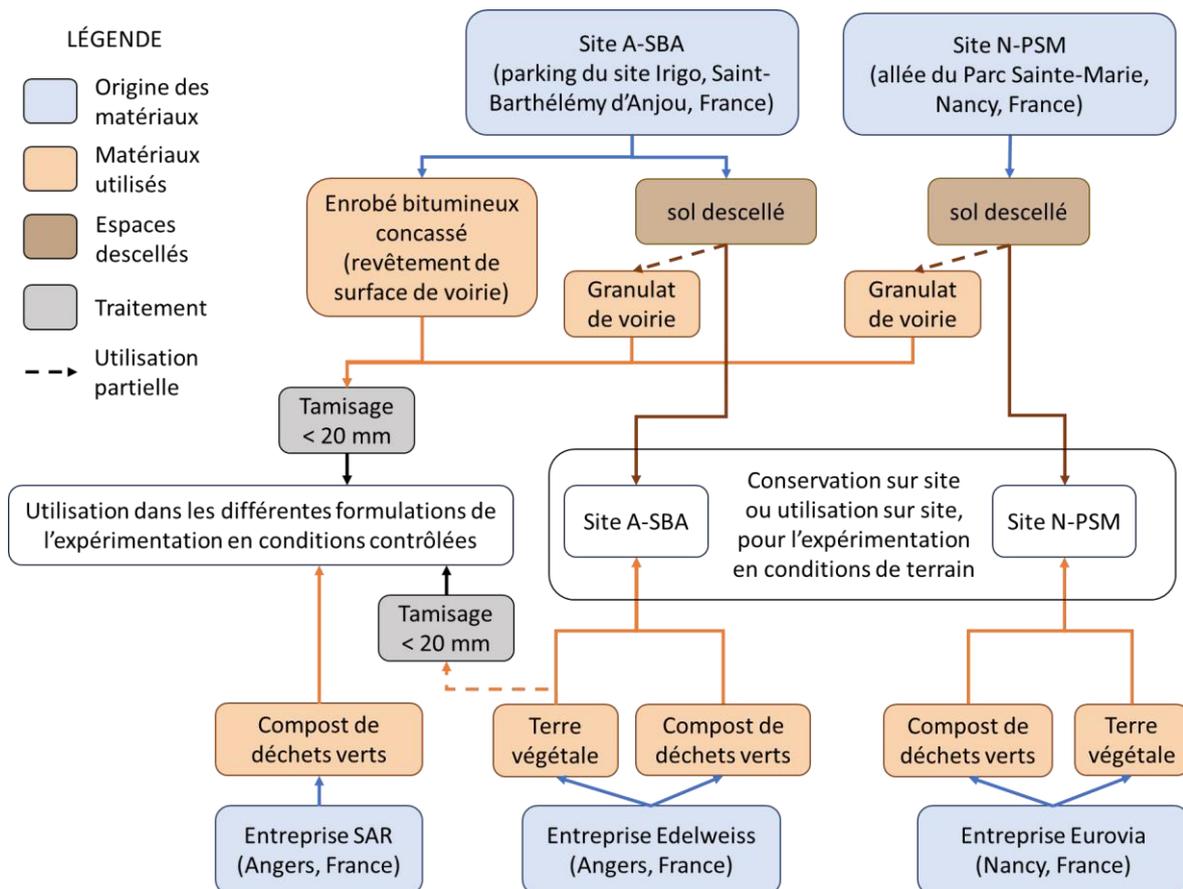


Figure 31: Origine et traitement appliqués sur les différents matériaux utilisés dans l'expérimentation en conditions contrôlées et dans l'expérimentation de terrain. En bleu l'origine des matériaux, en brun les espaces descellés, en orange les différents matériaux utilisés, en gris les traitements appliqués sur les matériaux.

Les deux sites pilotes présentaient le même type de revêtement imperméable de surface, un enrobé hydrocarboné (bitumineux) (photographie du matériau en annexe 12). Selon le Catalogue Européen des Déchets (CED) (2014), le revêtement imperméable est classé en catégorie 17-03* « mélanges bitumineux, goudron et produits goudronnés ». L'astérisque indique qu'il est désigné comme dangereux dans ce catalogue, puisqu'en effet certains enrobés mis en place par le passé contiennent des constituants, aujourd'hui interdits, reconnus comme pouvant générer des problèmes de santé lors de leur manipulation ou à leur contact (e.g., amiante). L'enrobé du site A-SBA (noté EC) et utilisé dans l'expérimentation en condition contrôlée a donc été caractérisé pour l'amiante, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les hydrocarbures totaux (HCT).

Ensuite, les matériaux présents immédiatement sous la couche de revêtement imperméable étaient des granulats, couramment employé dans les ouvrages de voirie (Hostyn 2022). Ce matériau minéral est catégorisé selon sa granulométrie, définie par la norme NF P18-545 et présente une dimension maximale de 125 mm. Le granulat du site A-SBA (GA) était une grave minérale naturelle non-traitée par un liant, tandis que le granulat provenant de N-PSM (GN) était un granulat un peu plus organique avec des éléments grossiers minéraux visibles, anguleux ou arrondis (cailloux, graviers roulés, galets) (photographie de chaque matériau en annexe 12). Ces deux matériaux étaient chacun constitués d'un mélange de plusieurs horizons.

Les terres végétales ainsi que les composts de déchets verts utilisés sur les sites pilotes et dans l'expérimentation en conditions contrôlées provenaient de fournisseurs différents, localisés à proximité de chaque site pilote (Figure 31). La TV utilisée sur le site A-SBA a également été utilisée pour l'essai en conditions contrôlées (photographie de la TV de A-SBA et du DV utilisé dans l'expérimentation sous serre en annexe 12).

Le compost de déchets verts est issu du compostage (de 2 à 12 mois) (Bacholle et al, 2006 ; Guardia, 2018) de différents déchets d'origine végétale (feuilles mortes, résidus de tonte ou de taille, etc). Tous les composts utilisés comme matériau organique dans le cadre de ce travail respectaient la norme NF U44-051 relative à la mise sur le marché des amendements organiques.

Les différents matériaux (granulats de voirie, enrobé concassé, terres végétales, composts de déchets verts) ont fait l'objet d'analyses agronomiques et de vérification d'absence de contamination métallique (Annexe 13).

3.2. Expérimentation en conditions contrôlées

Les essais ont lieu en conditions contrôlées dans un module de serre de l'Installation Expérimentale Mutualisée de l'Institut de Recherche en Horticulture et Semences, à Angers. Le module utilisé n'était pas climatisé et la luminosité et la température suivaient les variations quotidiennes et saisonnières naturelles. Le climat intérieur a été suivi durant toute la période de croissance herbacée à l'aide de capteurs installés au centre de la serre, enregistrant la température (°C), l'hygrométrie (l'humidité relative atmosphérique, en pourcentage) et les radiations solaires (en $W.m^{-2}$). La moyenne journalière et l'écart-type de la température et l'hygrométrie ont été calculés, ainsi que la somme journalière des radiations solaires.

3.2.1. Dispositif expérimental

3.2.1.1. Modalités expérimentales

L'expérimentation en vase de culture permettait de tester un plus grand nombre de modalités expérimentales que sur le terrain. Elle consistait en 14 modalités expérimentales et une modalité de référence (témoin), élaborées avec les matériaux GA, GN, EC, DV et TV (Tableau 10). Deux modalités composées uniquement du granulat venant de voiries descellées (GA et GN) ont été testées. Il s'agissait là d'évaluer les fonctionnalités rendues par les matériaux seuls avant de les mélanger. Les autres modalités étaient des mélanges binaires ou ternaires, et incorporent des matériaux avec un apport minimal > 5 % en volume. Deux modalités ont été constituées pour tester l'effet de l'incorporation d'un tiers en masse de EC, avec l'un ou l'autre granulats (GA-EC, GN-EC). Deux modalités ternaires mélangeaient du GA ou GN, de l'EC et de la matière organique sous forme de DV (33% en volume pour chaque matériau). Deux modalités testaient un mélange de granulats et d'une fraction réduite de TV et de DV (20 % et 10 % respectivement). Enfin, une formulation de TV et DV (66% et 33%

respectivement) servait de témoin, identique à celle de l'essai *in situ* (seule l'origine du compost de déchets verts différait).

Tableau 10: Composition des formulations testées dans le cadre de l'expérimentation sous serre, avec la proportion des différents matériaux (en % volumique). GA : granulats du site A-SBA, GN : granulats du site N-PSM, DV : compost de déchets verts, TV : terre végétale, EC : enrobé concassé

	Matériau	GA	GN	DV	TV	EC
Modalités avec GA	GA	100	0	0	0	0
	GA-DV	66	0	33	0	0
	GA-EC	66	0	0	0	33
	GA-DV-EC	33	0	33	0	33
	GA-TV-DV	66	0	10	20	0
Modalités avec GN	GN	0	100	0	0	0
	GN-DV	0	66	33	0	0
	GN-EC	0	66	0	0	33
	GN-DV-EC	0	33	33	0	33
	GN-TV-DV	0	66	10	20	0
Modalité sans granulats, servant de référence	TV-DV	0	0	33	66	0

Chaque modalité a été répliquée en 5 exemplaires (réplicas). Le dispositif était ainsi constitué de 55 pots de culture ronds en PVC de 7,5 L (24 × 20,5 cm), remplis des formulations testées (Figures 32, 33). Les pots étaient en PVC, un matériau adapté à l'étude des contaminants métalliques et facilement accessible. La base des pots était percée de 4 trous et permettait l'évacuation de l'eau excédentaire qui était recueillie dans une coupelle. Un géotextile était installé au fond de chaque pot pour retenir le matériau contenu.

Chaque pot était équipé d'un micro-préleveur de solution de sol et de capillaires d'irrigation (Figure 32). Le micro-préleveur était une petite bougie poreuse nommée rhizon (L=10 cm, D=2,5 mm). Le modèle de rhizon choisi était le MOM, adapté à l'échantillonnage des métaux traces (SDEC France n.d.). Ce dispositif était composé d'une partie poreuse avec une âme rigide en fibre de verre, d'une tubulure et d'un connecteur avec un bouchon. L'échantillon de solution de sol (eau interstitielle) était extrait en appliquant un vide dans le rhizon, à l'aide d'une seringue en plastique (10 ml). Le matériau plastique poreux utilisé était très hydrophile (porosité de 0,1 µm). Les particules solides en suspension, les matières organiques et inorganiques dissoutes n'étaient pas absorbées par le matériau (pas besoin de

filtration post-prélèvement). Les dispositifs à rhizon étaient placés horizontalement par rapport à la surface et vers le centre du pot (profondeur d'environ 12 cm). Le dispositif a été placé dans le pot au moment du remplissage de celui-ci, et la partie poreuse du rhizon a été recouverte d'une fine fraction humide du substrat afin d'assurer un bon contact entre le rhizon et le mélange. Le connecteur du rhizon passait à travers un trou percé dans chaque pot, et était connecté à une seringue d'échantillonnage (pour éviter les fuites de matériau et d'eau par le trou du pot, du mastic a été appliqué sur le côté externe du pot). Les dispositifs de rhizon étaient laissés dans les pots (ils peuvent être laissés jusqu'à plusieurs mois dans un sol (Shotbolt 2010)). Durant les sessions d'échantillonnage, la solution collectée avec les seringues était vidée dans des flacons temporairement stockés dans une glacière au fur et à mesure de la collecte. Ensuite, la solution prélevée était acidifiée par 1% d'une solution acide de HNO₃ (65%) et stockée à 4°C. Enfin, les différentes pièces seringue/connecteur/piston étaient séparées et rincées une première fois à HNO₃ (dilution 5% v/v) puis 4 fois à l'eau ultra pure.

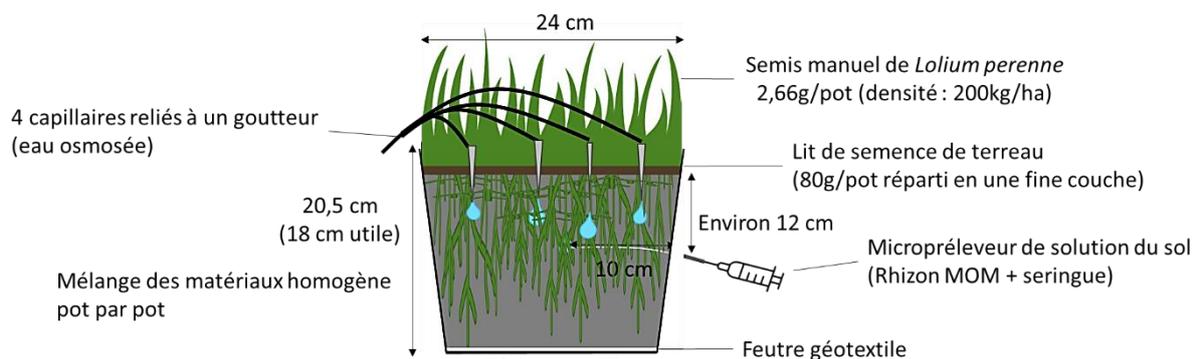


Figure 32: Schématisation des microcosmes mis en place dans l'expérimentation en conditions contrôlées

3.2.1.2. Plan expérimental

Tous les pots ont été placés sur deux tables dédiées à la culture en serre et dont le fond était recouvert d'un film plastique (Figure 33). La disposition des pots était techniquement contrainte par le système d'arrosage et ne pouvait donc pas être aléatoire. Les 2 tables étaient de même taille (8 m de long sur 1,6 m de large). Les pots étaient disposés en quinconce entre 2 lignes adjacentes pour faciliter l'accès et avec un écartement assez large pour éviter toute interaction entre les systèmes aériens des plantes.

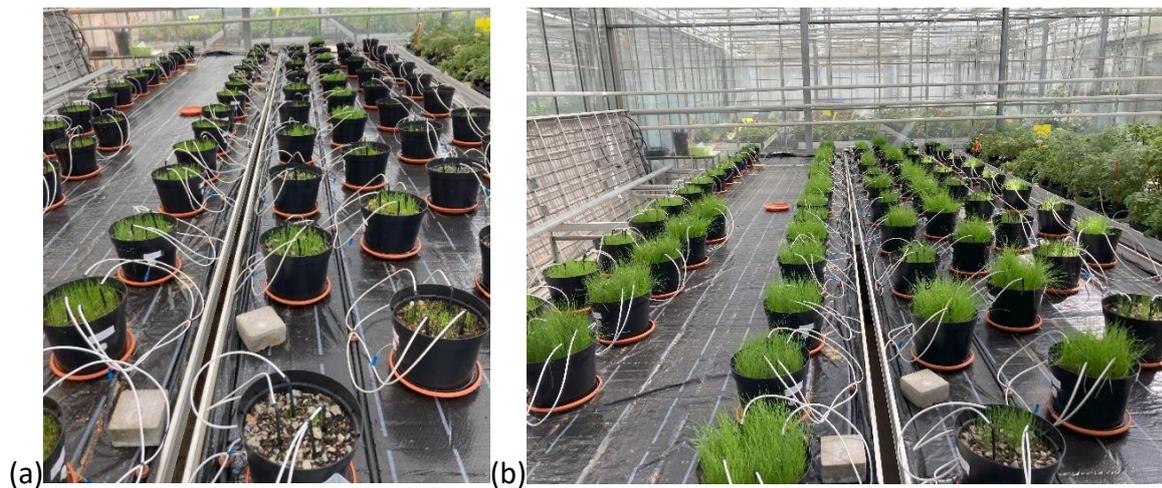


Figure 33: Illustrations des tablettes supportant les pots contenant les formulations testées. (a) pots plantés de ray-grass, 11 jours après le semis (23 /05/2022), (b) pots plantés de ray-grass, 18 jours après le semis (30/05/2022).

3.2.1.3. Espèce herbacée modèle

Le couvert herbacé semé dans les pots était le ray-grass anglais, *Lolium perenne*, une graminée communément présente et cultivée sous climats tempérés. C'est une graminée plutôt exigeante en eau et à croissance rapide qui a l'avantage de recouvrir le sol de façon dense. Sa croissance est influencée par les conditions agro et géochimiques des sols, ce qui en fait un bon témoin des conditions édaphiques. Le ray-grass anglais a en particulier été choisi car cette plante est souvent utilisée, seule ou en mélange, dans les espaces verts et est également souvent utilisée dans des expériences en conditions contrôlées, par exemple en végétalisation de sol construit (Séré, 2007, Fourvost, 2018) et elle est bien documentée et facilitait donc la discussion des résultats (Leudo Mejía et al., 2020) (Arienzo et al., 2004; Deeb et al., 2016a, b; Fourvel, 2018; Séré, 2007).

3.2.2. Mise en place des essais en conditions contrôlées

3.2.2.1. Préparation des mélanges et réalisation des semis

La masse volumique apparente (MVA) compactée en laboratoire (en g.L⁻¹) a été déterminée sur les matériaux (GA, GN, TV, DV, EC) et les formulations préalablement au suivi en conditions contrôlées (fraction 0-20 mm). Les quantités des différents matériaux à

introduire dans les pots ont été basées sur les calculs des MVA à atteindre pour chaque modalité (Tableau 11).

Tableau 11: Masse volumique apparente (MVA) des différents matériaux et mélanges (modalité expérimentale) et masse (en kg) des mélanges contenus dans les pots de 7,5 L. GA : granulats du site A-SBA, GN : granulats du site N-PSM, DV : compost de déchets verts, EC : enrobé hydrocarboné concassé, TV : terre végétale. Les cases en gris indiquent que les paramètres n'ont pas été mesurés. Lorsqu'elles ont pu être obtenues, les différences significatives inter-modalités sont indiquées par des lettres minuscules différentes (n=3).

Modalités	MVA (g.cm ⁻³) obtenue par méthode de compaction au laboratoire	Masse (en kg) de chaque matériau par pot					Total
		GA	GN	DV	EC	TV	
GA	1,637 a	12,24					12,24
GA-DV	1,335 c	8,16		1			9,16
GA-EC	1,578 a, b	8,16			3,72		11,88
GA-TV-DV	1,443 -	8,57		0,3			10,79
GA-EC-DV	1,303 d	4,04		0,99	3,69		8,72
GN	1,063 e		7,87				7,87
GN-DV	1,281 f		5,24	1			6,24
GN-EC	1,281 d		5,24		3,72		8,96
GN-TV-DV	1,119 -		5,51	0,3		1,92	7,73
GN-EC-DV	0,999 e		2,6	0,99	3,69		7,28
TV-DV	1,041 f			1		6,41	7,41
TV	1,272 d						
EC	1,496 b						

Les mélanges ont été réalisés manuellement, pot par pot, à l'aide d'une truelle, d'une bassine et d'une balance, afin de permettre une meilleure homogénéisation par rapport à l'utilisation d'une bétonnière. Les outils utilisés sont nettoyés à l'eau distillée entre chaque utilisation. Les substrats ainsi produits sont nivelés grossièrement dans les pots. Ensuite, le semis a été fait manuellement à une densité de 200 kg.ha⁻¹, le 12/05/2022 (i.e., 5 jours avant

le début des mesures de hauteurs). Le lit de semences a été réalisé en étalant du DV tamisé à 5 mm sur 2 cm à la surface du matériau, puis en dispersant 2,66 g de graines (i.e., 140 graines par pot) de manière homogène sur la surface du microcosme (Figure 32).

3.2.2.2. Irrigation des pots

Pour déterminer l'arrosage, la réserve utile (RU) a été approchée par la mesure de la microporosité, correspondant au produit de la capacité au champ et de la MVA. La méthode de l'anneau a également été utilisée pour estimer grossièrement la macroporosité des formulations de sol, mais préalablement aux 10 semaines de suivi en pots irrigués. Un échantillon de sol dans un anneau (d'une masse et d'un volume connu) était saturé d'eau puis pesé et le sol était ensuite retiré du cylindre puis séché à 105°C avant d'être pesé à nouveau. La masse d'eau du volume total de pores, qui correspond au volume de pores, était obtenue en soustrayant la masse sèche à la masse de sol saturée en eau. La porosité correspondait au rapport de ce volume de pores sur le volume total du sol (donc du cylindre).

Pendant le suivi, les pots de culture ont été irrigués tous les jours afin d'éviter que le besoin en eau soit un facteur limitant la croissance des végétaux. L'irrigation était réalisée à l'aide d'un goutteur par pot divisé en 4 capillaires délivrant chacun environ 200 ml.jour⁻¹, en 4 fois. Les microcosmes ont été arrosés avec de l'eau déminéralisée pour maintenir l'humidité du sol à environ 90 % de la capacité au champ pour chaque mélange (conditions non limitantes) et aucun apport de fertilisant n'a été appliqué. Chacune des 7 électrovannes d'arrosage utilisées sert à alimenter en eau une ligne de pots (Figure 33). Avec 15 modalités différentes, il a été nécessaire de regrouper certaines modalités similaires en termes de composition et donc d'arrosage.

3.2.3. Paramètres mesurés et stratégie d'échantillonnage des essais

Plusieurs échantillonnages ont été effectués au cours du suivi sur les compartiments sol, eau et végétation, dont les dates sont indiquées en figure 34. La totalité de la biomasse aérienne herbacée a été récoltée à deux reprises pour chacun des 55 pots de culture. Une

première coupe a été effectuée à mi-suivi (à J+39 après le semis), en raison de la forte croissance du ray-grass sur certaines des modalités et également pour tester la reprise de la végétation après coupe pour chaque modalité de substrat. La coupe a été réalisée à 8-9 cm car une coupe trop courte peut empêcher une bonne reprise de croissance (Henry et al., 2011). La coupe a été effectuée manuellement à l'aide d'un repère de 8,5cm de hauteur pour une coupe homogène. Une seconde coupe a été réalisée à la clôture de l'essai après quasiment 11 semaines de culture, où cette fois la totalité de la biomasse herbacée aérienne a été coupée au ras du sol. Les rhizomes ont permis de prélever de la solution du sol pour réaliser différentes mesures chimiques. Le pH et la conductivité électrique des solutions ont été mesurés à 4 reprises au cours du suivi. Les teneurs en éléments traces métalliques et nutritifs ont été mesurées dans les eaux, afin d'évaluer le relargage potentiel d'éléments contaminants des matériaux durant les expérimentations, à trois reprises au cours du suivi.

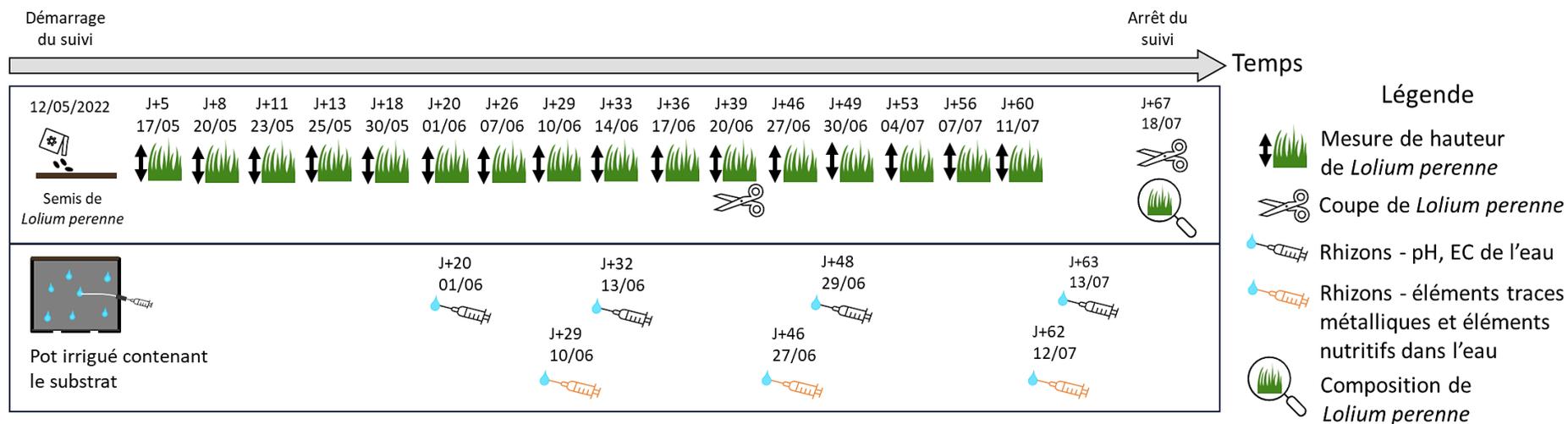


Figure 34: Schématisation de la stratégie d'échantillonnage des compartiments sols, eau et végétation des mélanges étudiés (chaque mesure était systématiquement réalisée sur les 55 pots).

3.3. Techniques analytiques utilisées dans les différents essais

3.3.1. Caractérisations physiques et hydrologiques sur le compartiment « sol »

Paramètres météorologiques

Pour le site A-SBA, les conditions météorologiques ont été enregistrées à l'aide d'une station météorologique dont la hauteur nominale d'installation des capteurs météorologiques était de 2 m. La fréquence d'acquisition de la station était d'un enregistrement toutes les 5 minutes, avec scrutation toutes les 30 secondes et moyenne ; toutefois, dans cette étude les moyennes journalières ont été utilisées. Le matériel utilisé consistait en un pluviomètre à Auget basculeur dynamique Modèle 3039, capteur de température d'air de la marque Campbell Scientific, centrale d'enregistrement modèle CR800 de la marque Campbell Scientific. Pour le site N-PSM, les données météorologiques de météoFrance ont été utilisées.

Sondes de température et d'humidité des essais de terrain

La teneur en eau volumique, la température et la conductivité électrique du sol ont été mesurées à l'aide de sondes réflectométrique de teneur en eau du sol (ou TDR pour « time domain reflectometry », modèle CS655 de la marque Campbell Scientific) (Annexe 14). Un câble permet de connecter chaque sonde à une centrale de mesure, placée au centre du site (entre les parcelles INT et MAX). Les sondes ont été étalonnées pour ajuster la relation entre la variable réellement mesurée par le capteur (permittivité électrique pour les sondes TDR) et la variable souhaitée (e.g., teneur en eau). Des données horaires ont été acquises, puis transformées en moyennes journalières.

Masse volumique apparente déterminée au laboratoire

La masse volumique apparente (MVA) compactée en laboratoire (en g.L^{-1}) a été déterminée sur les matériaux (GA, GN, TV, DV, EC) et les formulations préalablement au suivi en conditions contrôlées (fraction 0-20 mm) (NF EN 13040). Les résultats ont servi à déterminer les masses à mettre dans les pots.

Un cylindre d'essai de 1 L (100 mm de diamètre sur 127 mm de hauteur), de masse connue, était équipé d'un collier, d'un crible fixe (tamis) de 20 mm et d'un entonnoir. Ce

cylindre devait être rempli du matériau étudié et nivelé (Annexe 15 a). Un compactage statique était effectué à l'aide d'un piston (pendant 3 minutes), puis le collier était retiré, le niveau du matériau à nouveau nivelé, et le contenu final du cylindre était pesé. La différence de masse rapportée au volume permettait d'obtenir la masse volumique apparente compactée en laboratoire.

Macroporosité et humidités caractéristiques

Les courbes de rétention en eau des différentes formulations, les teneurs en eau caractéristiques aux valeurs de potentiel hydrique pF 4,2 (point de flétrissement), pF 2,5 (capacité au champs) et de réserve utile en eau (RU), ainsi que la porosité (totale, macro et micro) et la masse volumique apparente (MVA) ont été déterminées à la fin de l'essai en conditions contrôlées. Ces paramètres ont été déterminés par la méthode dite du bac-à-sable (NF EN 13041). Celle-ci consiste à saturer en eau un cylindre de sol puis à le peser plusieurs fois au fur et à mesure de sa perte en eau afin d'obtenir ses teneurs en eau massique (en g.g⁻¹) pour différentes valeurs de potentiel hydrique (pF) ou de potentiel matriciel (-kPa). Il est à noter que pour la méthode du bac-à-sable, idéalement l'échantillon était non remanié. Pour réaliser ces mesures, les substrats ont été constitués avec la même MVA que pour les pots. La méthode était différente entre substrats horticoles organiques (e.g. compost) et sols : de par les matériaux et ratios utilisés dans les formulations, la méthode des sols a été appliquée. Chaque échantillon a été mis dans un cylindre en aluminium de 192.3 cm³ (i.e., diamètre = 5 cm ; hauteur = 2,5 cm), avec 3 échantillons par formulation (Annexe 15 b). Après saturation pendant 48 h, l'ensemble a ensuite été placé sur une table à succion maintenue au potentiel hydrique de - 0.5 kPa (pF0.7) puis de -0.98 kPa (pF1), -3.16 kPa (pF1.5), -5 kPa (pF1.7), -10 kPa (pF2), successivement. Au-delà de pF2, les tables à succion ont été remplacées par des chambres à pression de Richards (Richards, 1994), permettant d'atteindre les pressions -31.6 kPa (pF2.5), -100 kPa (pF3) et -1600 kPa (pF4.2) (Annexe 15 b). Après chaque équilibre hydrique (au bout d'une semaine environ), l'échantillon dans son cylindre a été pesé pour déterminer sa teneur en eau massique. Enfin, l'échantillon a été séché à 105°C pour déterminer sa MVA (en g.cm⁻³). Les teneurs en eau volumiques (en cm³.cm⁻³) correspondants à chaque teneur en eau massique mesurée ont ainsi pu être calculées, et ont permis de tracer la courbe de rétention en eau de chaque formulation en fonction des potentiels matriciel, selon l'équation

suivante : $\theta = f(\phi)$. La réserve utile (RU) en eau de chaque échantillon a été calculée en soustrayant les teneurs en eau volumiques à pF1 et à pF 4,2. Enfin, pour chaque formulation, la porosité a été obtenue à partir de la MVA et de la masse volumique réelle (en g.cm^{-3}). La macroporosité (en $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$) a été obtenue en soustrayant la teneur en eau volumique à pF2 à la porosité totale. Ce paramètre permet d'estimer la capacité de drainage rapide d'un sol, après une averse par exemple. Enfin, la capacité d'un échantillon à retenir l'eau utilisable pour les plantes (RU) était approchée par la mesure de la microporosité, correspondant au produit de la capacité au champ et de la MVA.

Texture et granulométrie de la fraction grossière et de la fraction fine

Une analyse granulométrique par méthode de tamisage à l'eau (NF P 94-056) a été réalisée sur les matériaux pédologiques (GA, GN, TV), ainsi que sur l'enrobé concassé, sur les fractions 0-20 mm (tamis 16, 10, 8, 5, 3,15, 2, 1, 0,5, 0,2, 0,1, 0,05 mm). Les tamis 16, 10, 8 ont été rajoutés pour caractériser plus finement les fractions grossières importantes dans ces matériaux. La méthode permet de distinguer la proportion d'éléments fins (< 2 mm, sables grossiers de 0,20 mm à 2,0 mm et sables fins de 0,050 mm à 0,20 mm), de graviers (2 à 5 mm) et de cailloux (> 5 mm) (teneur en g.kg^{-1}). Des courbes granulométriques constituent la représentation graphique de ces résultats : pourcentage de tamisât = $f(\text{taille de maille, en mm})$.

La texture a également été déterminée sur les matériaux pédologiques (GA, GN, TV). La granulométrie 5 fractions (g.kg^{-1}) a été mesurée sur sol sec tamisé à 2mm (NF X31-107 sans décarbonatation - AFNOR, 2003), après destruction de la matière organique. Les particules d'un échantillon sont mises en suspension : les fractions supérieures à 50 μm sont déterminées par tamisage et les fractions inférieures par sédimentation. Cette méthode permet d'obtenir les proportions des classes de particules d'argiles (< 2 μm), limons fins (2 à 20 μm), limons grossiers (20 à 50 μm), sables fins (0,050 à 0,200 mm) et sables grossiers (0,200 à 2,00 mm).

3.3.2. Caractérisations chimiques et agronomiques sur le compartiment « sol »

Le pH et la conductivité électrique des sols

Le pH_{eau} a été mesuré sur les matériaux et les formulations à l'aide d'un pH-mètre couplé à une électrode plongée dans une suspension de sol en ratio volumique 1:5 (selon NF EN 13037 pour les composts, et d'après NF ISO 10390 pour les autres matériaux). Les échantillons étaient mis sous agitation pendant 1 heure à 16 tours. min^{-1} puis étaient ensuite laissés à décantation pendant 1 heure avant mesure. La conductivité électrique a également été mesurée sur les échantillons de sol à l'aide d'un conductimètre (NF ISO 11265).

Teneurs en carbonates totaux

Les teneurs en carbonates totaux (CaCO_3 , en g.kg^{-1}) ont été quantifiés sur la fraction fine (< 2 mm) des matériaux avant suivi (GA, GN, TV) (NF ISO 10693). L'échantillon à analyser était acidifié en milieu fermé par une solution d'acide chlorhydrique (HCl). En présence de carbonates, il y a dégagement de dioxyde de carbone (CO_2) dont on mesure le volume. En tenant compte de la masse de la prise d'essai, le volume était ensuite converti en une teneur de CaCO_3 exprimée en g.kg^{-1} .

Phosphore assimilable du sol

La teneur en phosphore assimilable (P_2O_5 en mg.kg^{-1}) a été mesurée sur les matériaux initiaux (GA, GN, DV, TV) et sur les formulations des essais en conditions contrôlées, pour les matériaux GA, GN, TV par dosage spectrophotométrique selon la norme française ISO 11-263 (méthode Olsen), et pour le DV selon une méthode interne au laboratoire SADEF adaptée d'après la NF EN 16174 par dosage en ICP MS (selon la NF EN ISO 17294).

Azote total et carbone total du compartiment sol des formulations

Les teneurs (en g.kg^{-1}) en azote total (N_{tot}), en carbone total (C_{tot}) et organique (C_{org}) ont été déterminées sur la fraction fine (< 2 mm) des matériaux GA, GN et TV et des mélanges de essais en conditions contrôlées. La méthode générale consiste à peser précisément une masse d'échantillon de sol, mis à combustion et analysé. Le C_{org} permet d'estimer la quantité de

matière organique (MO) d'un sol. Le C_{tot} était déterminé par combustion sèche (perte au feu), basé sur la transformation en dioxyde de carbone (CO_2) de la totalité du carbone présent dans l'échantillon. Le rapport C_{org}/N_{tot} a été calculé à partir de ces résultats. Une combustion avec décarbonatation préalable permet de mesurer le carbone inorganique présents sous forme de carbonates et décomposés par l'acide chlorhydrique (par ajout direct au sol ou par fumigation i.e., dans une atmosphère saturée en acide). Les concentrations en C_{org} sont enfin calculées à partir de la soustraction du carbone inorganique au carbone total (C_{tot}). Pour les composts, les analyses ont été réalisées selon les normes spécifiques NF EN 13654-2 (Méthode Dumas) pour N_{tot} et NF EN 13039 pour la matière organique et le C_{org} . Pour les autres matériaux initiaux (GA, GN, TV), les quantifications ont été réalisées selon la norme NF ISO 13878 (Méthode Dumas) pour le dosage N_{tot} et NF ISO 14235 pour le dosage du C_{tot} et C_{org} . Enfin, les analyses réalisées sur les mélanges à la fin des essais en conditions contrôlés ont été réalisées selon un protocole propre au laboratoire Sol et Environnement et utilisant l'analyseur élémentaire Elementar Vario Micro Cube (NF ISO 10-694).

Capacité d'échange cationique (CEC) et quantification d'éléments cationiques du sol

La capacité d'échange cationique (CEC) effective du sol (en $cmol^+.kg^{-1}$) a été déterminée par extraction des cations au trichlorure de cobaltihexamine ($Co(NH_3)_6Cl_3$). Les cations adsorbés sur le complexe d'échange de l'échantillon de sol sont échangés avec les ions cobaltihexamines, non présents dans le sol initial. La CEC est obtenue par différence entre la quantité initiale de cobaltihexamine dans la solution et la quantité résiduelle mesurée par spectrophotométrie dans l'extrait après la réaction d'échange. Pour les matériaux initiaux (GA, GN, TV) la CEC a été déterminée selon la norme NFX 31-130 (méthode Metson) puis la CEC au pH du sol a été déduite par calcul. Pour les mélanges obtenus à la fin du suivi en conditions contrôlées, la CEC au pH du sol et les quantités de cations échangés ont été déterminés selon un protocole propre au laboratoire adapté selon la norme NF ISO 23470:2007. Les quantités de cations échangés ont été déterminées par spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (microéléments chimiques Cu, Zn, Mn, Fe, Na, K, Mo, Cl, Co, B, Si et éléments majeurs P, Mg, Ca, K, S, N).

Teneurs totales en éléments nutritifs du sol

Les teneurs en potassium (K₂O), en calcium (CaO), en magnésium (MgO) et en sodium (NaO) ont été quantifiées sur les matériaux initiaux (GA, GN, TV) par dosage ICP AES (selon NFX 31-108), et les teneurs en K₂O, en CaO et MgO ont été quantifiées sur les différents composts de déchets verts (d'après une méthode interne adaptée de la NF EN 16174), par dosage ICP-MS (selon NF EN ISO 17294).

Éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) ont été quantifiés sur la fraction fine (< 2 mm) des matériaux avant suivi (GA, GN, TV) pour le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le plomb (Pb) selon la norme NF X31-147 avec dosage par spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS) (NF EN ISO 17294). Les teneurs ont été vérifiées dans les composts de l'expérimentation de terrain et en conditions contrôlées, selon la norme NF EN 16174 avec dosage ICP-MS (NF EN ISO 17294) pour l'arsenic (As), le Cu, le Zn, le Pb, le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le mercure (Hg), le nickel (Ni) et le sélénium (Se). Enfin, les ETM cadmium (Cd), cuivre (Cu), plomb (Pb), zinc (Zn) ont également été vérifiés sur le compartiment eau (lixiviats), par dosage ICP-MS (NFX 31-147, NF EN ISO 17294).

Diagnostic amiante sur enrobés

L'échantillon d'enrobé de voirie a été analysé qualitativement pour la présence de fibres d'amiante (NF ISO 22262-1 – Partie 1 : Échantillonnage et dosage qualitatif de l'amiante dans les matériaux solides d'origine commerciale). La détermination a été réalisée par microscopie en lumière polarisée et dispersion de coloration (NF X 43-050).

Analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques et totaux sur enrobés

Les hydrocarbures totaux (HCT) et les aromatiques polycycliques (HAP) ainsi que les teneurs en amiante ont été quantifiés dans l'EC du site A-SBA (10 cm d'épaisseur). Les HAP ont été quantifiés par analyse chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (CPG-MS) (NF ISO 18287 : Qualité du sol – Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques). L'indice hydrocarbures totaux de l'échantillon d'enrobé a été déterminé par

CPG (NF EN ISO 9377-2 : Qualité de l'eau – Détermination de l'indice hydrocarbure – Partie 2 : méthode par extraction au solvant et chromatographie en phase gazeuse).

3.3.3. Paramètres mesurés sur l'eau prélevée par les rhizons dans les essais en conditions contrôlées

Les rhizons ont permis de prélever de la solution du sol pour analyser le pH et la conductivité électrique ont été mesurés à l'aide d'un pH-mètre et conductimètre respectivement. Les concentrations (en mg.L⁻¹) en éléments traces métalliques (As, B, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb) et les éléments nutritifs (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, S, Zn) en solution aqueuse prélevée à l'aide des rhizons ont été dosés par spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-OES) (NF ISO 11885 et NF ISO 15587-2).

3.3.4. Paramètres mesurés sur la strate herbacée de chaque essai

Recouvrement total et spécifique

Pour les mesures de végétation herbacée *in situ*, les recouvrements totaux et spécifiques ont été évalués visuellement au sein de quadrats, selon l'échelle en % indiquée en figure 35. Cette méthode a été comparée à une quantification par analyse photographique, où chaque quadrat a été photographié perpendiculairement au sol avant traitement des images par un logiciel. Pour les deux méthodes, seules les parties vertes, vivantes, ont été incluses dans le recouvrement. Aucune mousse ou lichens n'a été observé de façon notable et par soucis de simplicité cette strate n'a pas été prise en compte. La méthode visuelle était plus rapide mais permettait d'acquérir des données uniquement discrètes, tandis que la méthode par analyse d'image était plus chronophage mais plus précise et permettant d'obtenir des données continues. Les résultats des 2 méthodes étaient globalement cohérents ; les résultats de recouvrement total par analyse d'image sont ceux présentés par la suite.

De façon plus détaillée, l'analyse d'image a été effectuée à l'aide du logiciel ImageJ (version 1.53k). Le nombre de pixels de la surface interne du quadrat et le nombre de pixels correspondant à la végétation permettent d'obtenir le pourcentage de recouvrement de la

végétation herbacée (Figure 36). Chaque image a été traitée individuellement, en jouant sur les paramètres de teinte, de luminosité et de saturation du logiciel afin de distinguer les zones vertes des autres éléments (feuilles et tiges herbacées jaunies ou sèches, fleurs d'autres couleurs, litière au sol, cailloux, sol nu). Toutefois les photographies n'ont pas pu être prises dans des conditions similaires de luminosité et d'ombrage, dû aux différences entre sessions, sites et parcelles. Une adaptation des paramètres de teinte, de luminosité et de saturation a été nécessaire vis-à-vis d'études antérieures (Xiong et al. 2019), conduisant à l'utilisation d'une gamme de teintes de 30 à 120, une gamme de saturation de 58 à 255, et une gamme de luminosité variable.

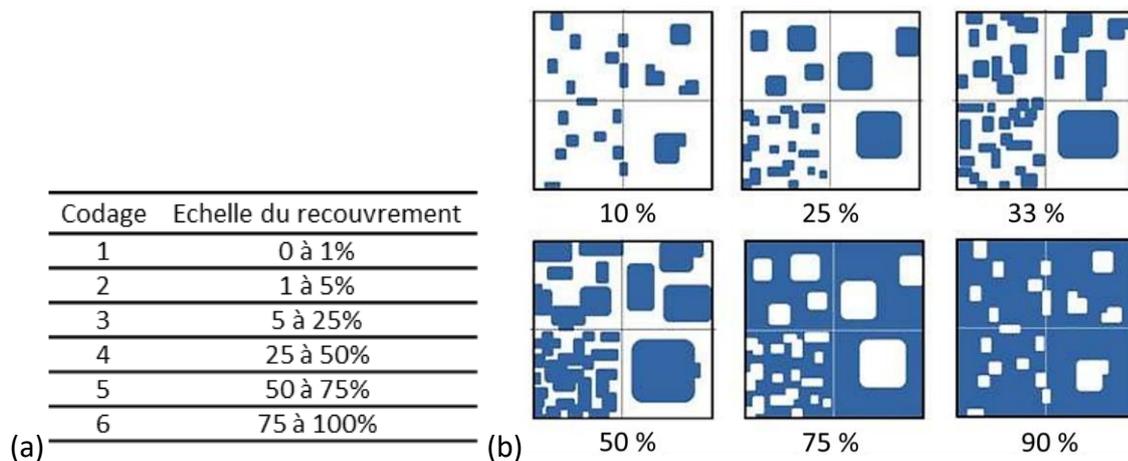


Figure 35: (a) échelle et codage utilisé pour estimer le recouvrement de la strate herbacée et le des espèces (mesure sur n=3 quadrats par modalité de sol), et (b) représentation schématique de plusieurs taux de recouvrement de végétation (extrait de Delassus, 2015)

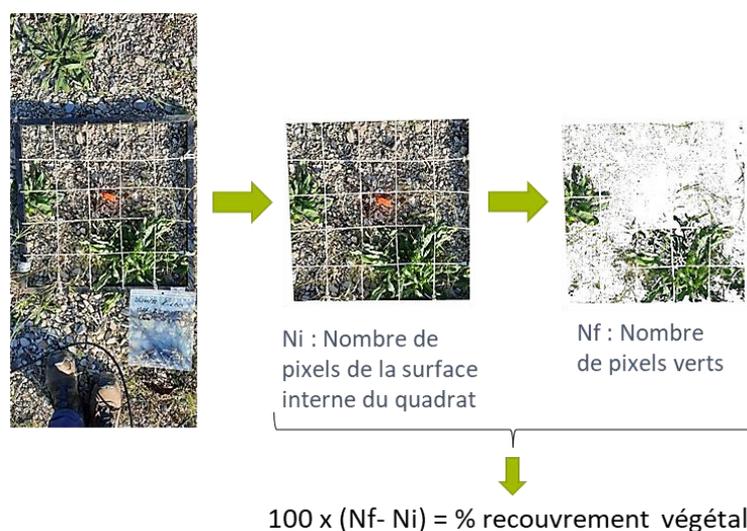


Figure 36: Schématisation de la méthode d'estimation du recouvrement herbacé par analyse d'image avec le logiciel ImageJ

Diversité, fréquence et abondance des espèces

Pour les essais de terrain, la diversité spécifique a été évaluée par identification visuelle et pour l'ensemble des individus présents au sein du quadrat (espèces semées et spontanées). La diversité a été évaluée au niveau de l'espèce quand cela était possible, ou au niveau du genre ou de la famille sinon. La fréquence des espèces semées, correspondant au nombre de quadrats où l'espèce était présente par rapport au nombre de quadrat total, a été calculée a posteriori. Enfin, lorsque cela était possible, le nombre d'individus a été comptabilisé. Ce comptage a été réalisé pour les espèces de plantes à fleurs et certaines graminées. En effet, certaines graminées sont plus difficiles à identifier et à distinguer avant d'atteindre le stade adulte, comme c'était fréquemment le cas au cours du suivi. De plus, certaines espèces, tel que le *Cynodon dactylon* semé sur les parcelles, forment des stolons parfois enterrés, compliquant ainsi la distinction des individus.

Stade reproductif

Pour les essais de terrain, le stade reproductif a été évalué de façon visuelle pour chaque espèce identifiée. Les catégories de stade ont été simplifiées et réduites à 3 catégories (plantule, adulte non reproducteur, adulte reproducteur - bouton floral/fleur ou fruit/graine). Sur certaines parcelles expérimentales, les adultes étaient de taille réduite, ce qui rendait parfois la distinction entre plantules et adultes difficile. Les stades n'ont pas été suivis pour l'expérimentation en conditions contrôlées, mais celle-ci était suffisamment courte pour que le ray-grass n'atteigne pas le stade d'épiaison.

Hauteur végétative maximale

Pour les essais en conditions contrôlés, la hauteur végétative maximale a été déterminée sur chaque modalité : la hauteur maximale de trois individus parmi les plus grands de chaque pot (réplicas) a été mesurée manuellement avec un mètre-ruban à intervalles de temps rapprochés au cours du suivi, environ tous les 4 jours (15 dates en tout ; les intervalles de temps peuvent varier à cause des jours fériés et des week-end).

Biomasse aérienne

Pour les essais en conditions contrôlés d'une part et de terrain d'autre part, la biomasse herbacée récoltée a été pesée fraîche, puis séchée à l'étuve ventilée à une température de 60 degrés pendant une semaine, avant d'être pesée à nouveau pour obtenir la biomasse herbacée aérienne sèche. Pour les essais en conditions contrôlées, les biomasses, respectivement fraîches et sèches, des dates de coupe ont été sommées pour avoir une masse totale fraîche ou sèche par pot de culture.

Composition du raygrass des essais en conditions contrôlées

Le dosage du C_{tot} et N_{tot} sur la biomasse végétale sèche a été réalisé par pesée dans des capsules en étain (prise d'essai de 7 mg) puis analysé à l'aide de l'analyseur élémentaire Elementar Vario Micro Cube (NF ISO 10 694).

Les teneurs en éléments traces métalliques et nutritifs des échantillons végétaux herbacés ont été déterminées par digestion par HNO_3 et H_2O_2 en système DIGIPREP pour un dosage élémentaire. Les échantillons végétaux (prise d'essai 0,5g) sont mis en contact avec de l'acide nitrique et du peroxyde d'hydrogène concentrés (pendant 16h), puis le mélange était chauffé (95°C durant 2h) puis filtré. Les éléments chimiques ainsi extraits en solution sont ensuite dosés par spectroscopie.

3.3.5. Mesure de l'activité de biodégradation sur les essais de terrain

La méthode consistait à enfouir 3 couples de deux types de sachets de thé à faible distance les uns des autres, à 8-10 cm de profondeur pendant 3 mois. Les sachets de thé étaient issus du commerce (marque Lipton, Green Tea Sencha modèle EAN 87 10908 90359 5 et Rooibos modèle EAN 87 22700 18843 8, sachets en pyramide, maille non tissée en polyéthylène). Ils étaient préalablement identifiés avant d'être enterrés, et les dates de dépôt et de relève étaient notées afin de tenir compte du nombre exact de jours. À la fin de la période d'incubation dans le sol, les sachets étaient extraits et nettoyés (retrait manuel des résidus de terres et de racines restés collés). Les sachets étaient ensuite séchés à l'étuve (entre 40 et 60°C selon les publications, pendant 48h minimum). Chaque sachet sec était enfin pesé : la différence de masse entre avant et après l'incubation permettait de déterminer la vitesse et le taux de dégradation (Figure 37).

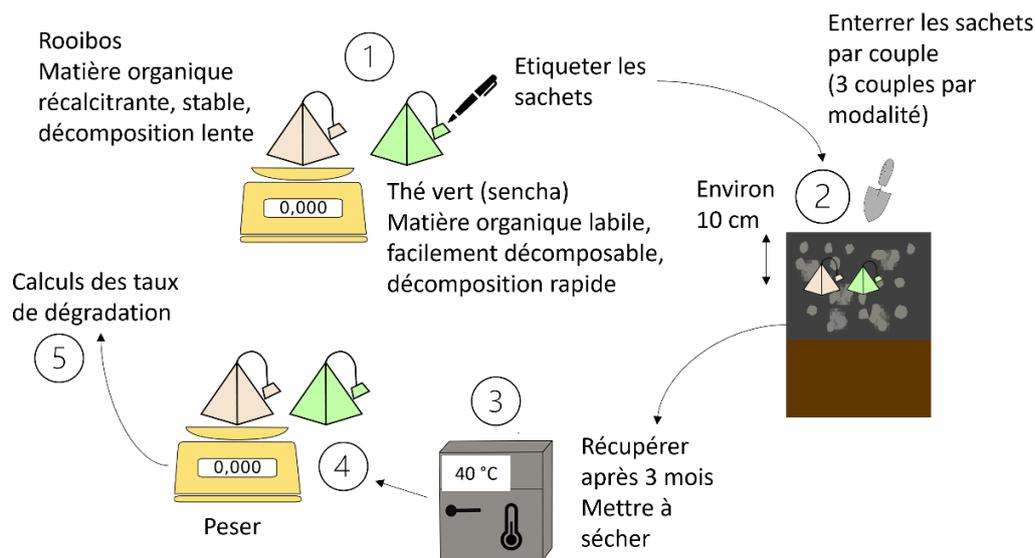


Figure 37: Schématisation du principe de la méthode "Tea Bag Index"

3.3.6. Masse de litière arborée collectée sur les essais de terrain

Cette litière arborée exogène a été collectée manuellement sur chaque quadrat, avant chaque mesure de recouvrement herbacé et a été pesée fraîche et sèche (séchage à 60°C). La litière considérée incluait les éléments végétaux venant des arbres alentour (i.e., des feuilles, brindilles, fruits, graines), tandis que les feuilles sèches ou tiges sèches des plantes herbacées n'ont pas été incluses dans cette collecte.

3.3.7. Bilan

Les mesures caractérisant les matériaux initiaux sont récapitulées en annexe 13, et les techniques analytiques utilisées dans le cadre des essais en conditions contrôlées et en conditions de terrain sont indiquées en annexe 16. Les mesures ont été réalisées par différents laboratoires selon les analyses et les matériaux ou mélanges. Les granulats de voirie (GA, GN) et la terre végétale utilisés dans les essais en conditions contrôlées ont été caractérisés par le laboratoire EPHOR de l'Institut Agro pour certaines analyses physiques de sol (masse volumique apparente compactée, courbes de rétention en eau, granulométrie) et par le laboratoire SADEF pour les autres analyses. Les composts de déchets verts utilisés sur les sites pilotes ont été caractérisés par le laboratoire SADEF. Les analyses du compost utilisé dans les

essais en conditions contrôlées proviennent de la fiche technique du fournisseur (l'entreprise Sabliers Angevins Réunis - SAR). L'enrobé hydrocarboné a été analysé par le laboratoire AD-LAB. Les analyses de sol des essais de terrain ont été réalisées par le laboratoire SADEF. Enfin, les analyses réalisées sur les mélanges (compartiments sols, eaux, végétaux) à la fin du suivi en conditions contrôlées ont été réalisées par le Laboratoire Sols et Environnement (LSE) de l'Université de Lorraine-INRAE. Les modes opératoires sont internes à chaque laboratoire et développés à partir des normes spécifiques à chaque mesure.

3.4. Traitements statistiques des données et analyses statistiques

Le traitement des données collectées et la mise en forme de tableaux et graphiques ont été réalisés soit avec le logiciel Excel (version 1710) soit avec le logiciel Rstudio (Copyright ©, R Core Team, version 2022.02.3+492). L'ensemble des analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel Rstudio. Le seuil de signification a été fixé à $\alpha = 0,05$.

La normalité des résidus et l'homogénéité des variances a été testé par les tests de Shapiro et de Bartlett respectivement. Au cas où elles ne respectaient pas ces conditions, des transformations mathématiques (log, carré, racine carrée, inverse) étaient testées pour tenter d'atteindre les conditions d'un test paramétrique. Toutefois le petit nombre de données comparées a pu limiter l'usage de tests paramétriques (généralement $n=3$ réplicas par modalité de sol et de végétation pour les sites pilotes, $n=9$ pour les mesures Tea Bag Index sur les sites pilotes, $n=5$ pour les essais en conditions contrôlées). Pour tester la significativité statistique des différences entre plusieurs échantillons et mettre en évidence l'effet d'un facteur (comparaisons entre traitement ou entre temps de mesure), des tests d'Anova étaient effectués si les données étaient paramétriques, ou de Kruskal-Wallis sinon. Si le test était significatif, un test paramétrique apparié de comparaison des moyennes post-hoc de Tukey a été réalisé afin de préciser entre quelles conditions de sol se situaient les différences. Dans le cas de tests non-paramétriques, un test de Kruskal-Wallis de comparaison multiple en non-paramétrique était appliqué, à l'aide du package agricolae (version 1.3-7 du 2023-10-22). Des tests de corrélations ont été réalisés selon la méthode de Pearson pour les données paramétriques, ou de Spearman sinon, et les résultats ont également été obtenu sous forme

d'une matrice (corrélogramme) grâce à la fonction `corrplot` du package du même nom (version 0.92 du 2021-11-11). Enfin, les régressions linéaires (Pearson) simples et multiples étaient considérées comme significatives pour une p-value inférieure à 0.05. Les coefficients des équations étaient eux aussi considérés comme significatifs pour une p-value inférieure à 0.05. Des analyses en composantes principales (ACP) ont également été réalisées avec le logiciel Rstudio et les packages « FactoMineR » (version 2.8 du 2023-03-27) et « Factoextra » (version 1.0.7 2020-04-01).

Chapitre 4. Évaluation en conditions contrôlées de la fertilité agronomique de substrats formulés à partir de matériaux issus de sols descellés

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer les caractéristiques agronomiques et environnementales de plusieurs substrats conçus en partie avec des matériaux issus du descellement de voirie (revêtement de surface, couches sous-jacentes). Cette réutilisation pourrait ainsi permettre de valoriser des matériaux considérés comme déchets à leur sortie de site (économie circulaire). Ainsi, ce chapitre vise à répondre aux questions suivantes :

- (1) Des substrats formulés à partir de matériaux de voiries descellées présentent-ils une fertilité agronomique (physique, hydrique, chimique) comparable à celle d'un sol reconstitué avec de la terre végétale ?
- (2) Les matériaux venant de voirie descellées, seuls ou en mélange, présentent-ils une innocuité sanitaire et environnementale permettant leur réutilisation ?

Pour répondre à ces questions, un suivi expérimental de différentes formulations de substrats semés de ray-grass a été réalisé pendant dix semaines, en conditions contrôlées sous serre, pour se soustraire de facteurs environnementaux potentiellement limitants (pluie). La mise en place de cette expérimentation en vase de culture, et notamment les modalités expérimentales testées, ont été décrites dans le chapitre 3 des Matériels et Méthodes (partie 3.3.1.1).

4.1. Caractérisation physique et hydrique

4.1.1. Les matériaux

4.1.1.1. Granulométrie des matériaux

La granulométrie et la texture ont été mesurées avant suivi (la texture n'a pas été évaluée pour l'enrobé concassé (EC)). La masse volumique apparente (MVA), la porosité et la capacité de rétention en eau ont été mesurées avant et après suivi.

Le tamisage des matériaux initiaux montre que :

- le GA (site A-SBA), présente une fraction grossière importante, avec environ 84 % du matériau supérieur à 2 mm (Figure 38). De plus, d'après les courbes granulométriques, les fractions fines < 2 mm sont faibles (16%) et seulement 1 % du matériau inférieur à 0,05 mm (fraction éliminée lors du tamisage à l'eau). Le GA présente une texture sableuse, pauvre en argiles et limons (Tableau 12).
- le GN (site N-PSM) a une granulométrie plus étalée, avec 49 % du matériau inférieur à 0,2 mm et 44 % du matériau inférieur à 0,05 mm (Tableau 12). Le GN a une texture sablo-argileuse, donc plus équilibrée que le GA.

Les résultats obtenus pour ces matériaux sont comparés à la terre végétale sélectionnée (TV). Environ 20 % des particules de la TV sont supérieures à 2 mm (fraction grossière), et environ la moitié de la TV a une taille supérieure à 0,2 mm. Enfin, l'EC présente une fraction grossière importante, avec environ 73 % du matériau supérieur à 2 mm et seulement 1 % inférieur à 0,05 mm (Figure 38). Les répartitions granulométriques de EC et GA sont donc similaires et la distribution granulométrique du GN se rapproche plus de celle la TV que de celle du GA.

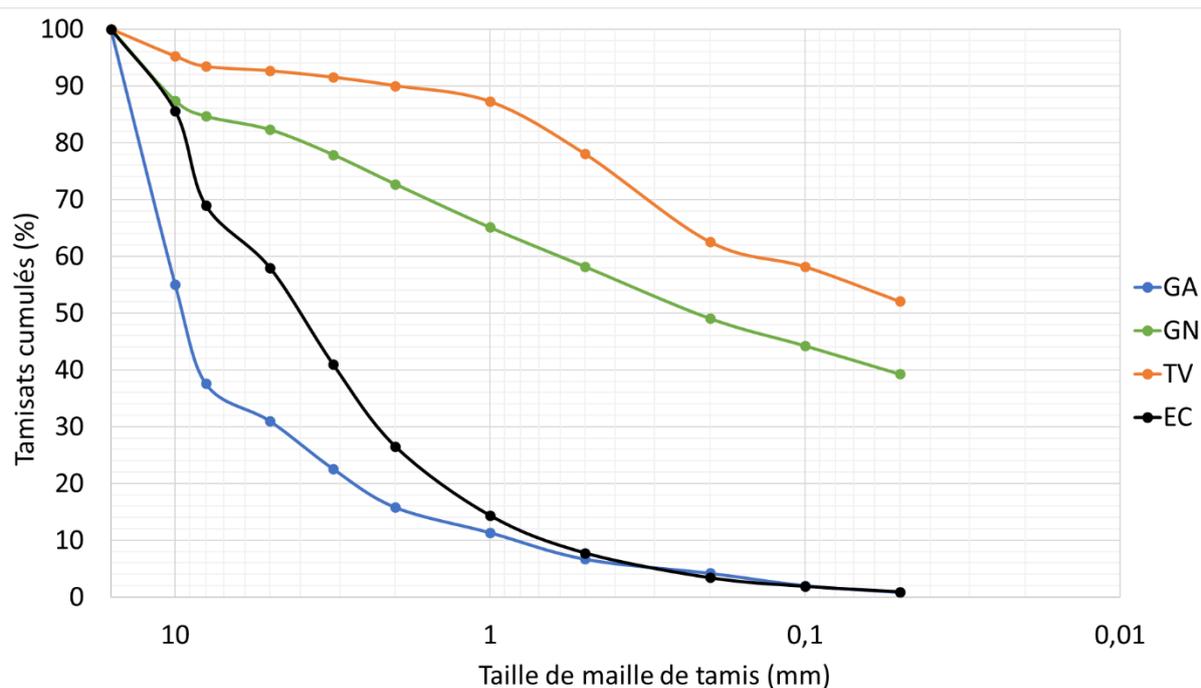


Figure 38 : Courbes granulométriques des matériaux initiaux. GA : granulats du site A-SBA, GN : granulats du site N-PSM, TV : terre végétale, EC : enrobé concassé.

Tableau 12: Texture des granulats et de la terre végétale, avant le suivi. Analyses réalisées sur la fraction fine (< 2 mm) par le laboratoire SADEF.

Matériau	GA	GN	Terre végétale
Origine	Site A-SBA	Site N-PSM	Commercial
Fraction sableuse (g.kg ⁻¹)	792	342	431
Fraction limoneuse (g.kg ⁻¹)	143	491	399
Fraction argileuse (g.kg ⁻¹)	65	166	170
Texture (Classe de texture USDA)	Sableux	Sablo-argileux	Limon argilo-sableux
Proportion des fractions fines utilisées (< 2 mm) par rapport au matériau total (%)	16	73	90

4.1.1.2. Masse volumique apparente des matériaux

Les valeurs médianes de masse volumique apparente (MVA) de GA et GN (mesure par compaction au laboratoire) étaient respectivement de 1,64 et 1,06 g.cm⁻³. Après le suivi (calcul à partir des mesures de courbes de rétention en eau), les MVA sont plus élevées (Tableau 13), dues au remaniement et au tassement naturel dans les pots (Annexe 17), et supérieures à la valeur médiane des sols français de 1,31 g.cm⁻³ (Jolivet et al., 2006). Après suivi, les MVA des deux granulats sont significativement supérieures à celle de la TV (1,27 g.cm⁻³) qui présente

une valeur identique à celle obtenues selon la même méthode par Grosbellet et al. (2011), similaire à celles de Vidal-Beaudet et al. (2016) ($1,4 \text{ g.cm}^{-3}$) et dans la plage de valeurs de 1,2 à $1,4 \text{ g.cm}^{-3}$ indiquée par Craul (1999) pour une terre végétale. Enfin, la MVA de l'EC est élevée ($1,50 \text{ g.cm}^{-3}$, uniquement mesuré avant suivi) et proche de celle du GA. La MVA du DV est faible, mais dans le plage très variable de MVA des composts de déchets verts (e.g., 0,049 pour Fourvel (2018) ; 0,29 pour Grosbellet et al. (2011) ; 0,47 pour Beesley et al. (2012) ; 0,61 pour Pruvost (2018)).

*Tableau 13: Masse volumique apparente (MVA) des matériaux, déterminée avant le suivi par méthode de compaction en laboratoire, calculées à partir des mélanges mis dans les pots, et déterminées après le suivi à partir des résultats de courbes de rétention en eau ($n = 3$). Les cases en gris indiquent que les paramètres n'ont pas été mesurés. Lorsque celles-ci ont pu être obtenues, les différences significatives inter-modalités sont indiquées par des lettres minuscules différentes. * valeur indiquée par la fiche d'analyse du laboratoire SADEF.*

Modalités	MVA (g.cm^{-3}) obtenue par méthode de compaction au laboratoire Avant suivi	MVA (g.cm^{-3}) calculée à partir des masses mises dans les pots	MVA (g.cm^{-3}) calculée lors des mesures de rétention en eau Après suivi
GA	1,637 a	1,253	1,740 a
GN	1,063 d	0,967	1,527 b
TV	1,272 c		1,267 c
EC	1,496 b		
DV	0,0404 *		

4.1.1.3. Porosité des matériaux

La porosité totale de GA et de GN est d'environ $0,4 \text{ cm}^{-3}.\text{cm}^{-3}$, avant et après le suivi (Tableau 14). La macroporosité de GA est significativement plus élevée que celle de GN, la macroporosité de GA comptant pour 82 % de la porosité totale, contre 32 % pour le GN. Cela s'explique bien par la granulométrie et la teneur en éléments grossiers des matériaux. Inversement la microporosité est significativement plus élevée pour GN, et encore plus pour TV (Tableau 14). GN présente une macro-porosité non significativement différente de TV et une microporosité significativement plus élevée que celle du GA mais plus faible que celle du TV-DV. Effectivement, la microporosité est significativement et négativement corrélée avec la macroporosité, la MVA et la proportion d'EG des matériaux (GA, GN, EC, TV pris ensemble), et positivement corrélée avec la réserve utile (RU) en eau (Annexe 18).

Tableau 14 : Porosité et réserve utile en eau des granulats de voirie avant et après suivi, et de la terre végétale après suivi (n = 3). Les cases en gris foncé indiquent les mesures non réalisées.

Matériau	Mesure	GA	GN	TV
		Site A-SBA	Site N-PSM	-
Porosité (cm ³ .cm ⁻³)	Avant suivi	0,404	0,442	
	Après suivi	0,400	0,434	0,503
Macroporosité (cm ³ .cm ⁻³)	Avant suivi	0,361	0,162	
	Après suivi	0,326 a	0,140 b	0,164 b
Microporosité (cm ³ .cm ⁻³)	Avant suivi	0,042	0,280	
	Après suivi	0,074 c	0,295 b	0,339 a
Réserve utile en eau (cm ³ .cm ⁻³)	Avant suivi			
	Après suivi	0,033 c	0,135 b	0,171 a

4.1.1.4. Rétention en eau des matériaux

Le GA perd rapidement presque toute l'eau de saturation, correspondant principalement à l'eau gravitationnelle contenue dans les macropores, avec une courbe de rétention en eau logiquement située très en dessous de celle de TV (Figure 39). Le GA présente une RU très faible (0,033 cm³.cm⁻³) et inférieure à celle de GN (0,135 cm³.cm⁻³) (Tableau 14). Ces résultats s'expliquent bien par la macroporosité et la teneur en EG élevées du GA. GN et TV présentent des courbes de rétention plutôt proches en lien avec leurs résultats de granulométrie et de macroporosité.

Les deux modalités GA et GN présentent des réserves utiles en eau (RU) significativement inférieures à celles de TV (0,17 cm³.cm⁻³) (Tableau 14). Ainsi, l'eau est insuffisamment disponible dans les micropores de ces substrats pour répondre aux besoins hydriques d'une végétation. La seule étude sur les caractéristiques physiques de sols descellés (Ugolini et al., 2020) porte sur des terres excavées (horizons profonds excavés à 50 de profondeur, sous une couche technique de sable et de cailloux elle-même sous un enrobé bitumineux), contrairement à nos granulats excavés sous l'enrobé ; ces deux études ne peuvent donc être comparées.

La disparité des TV est très grande. La RU d'un horizon A (et donc d'une terre végétale) est très variable au sein d'une même classe texturale, y compris pour des sols de texture de limons-argilo-sableux comme notre TV (Bruand et al., 1996). La RU de TV est par exemple

similaire aux valeurs de deux TV utilisées comme témoin par Ugolini et al. (2020) (0,18 et 0,20 $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$) présentant des textures plus équilibrées que celle de la TV utilisée dans cet essai (e.g., 24 et 29 % de fractions argileuses contre 17 % pour notre TV).

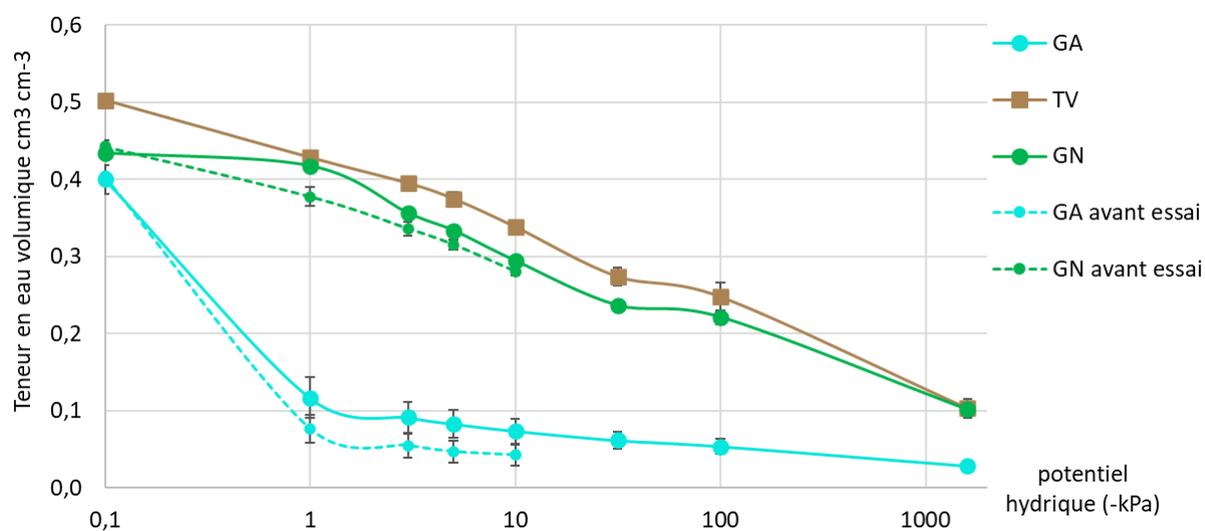


Figure 39: Courbes de rétention d'eau avant suivi (courbes en pointillés) et après suivi (courbes pleines) pour les matériaux de granulats et de terre végétale

4.1.2. Propriétés physiques et hydriques des mélanges binaires et ternaires

4.1.2.1. Propriétés physiques des mélanges de granulats, compost et terre

L'ajout de compost réduit significativement les MVA pour les mélanges binaires et ternaires (GA-DV, GA-DV-TV, GN-DV, GN-TV-DV) par rapport à GA et GN seuls, davantage que par l'ajout de TV et DV (Tableau 15). La MVA des mélanges TV-DV et GN-DV est d'ailleurs les plus faibles et non significativement différentes. Grosbellet et al. (2011) montrent également une réduction (non additive) de la MVA par l'incorporation du DV (MVA 0,29 $\text{g}.\text{cm}^{-3}$) à la TV (MVA 1,27 $\text{g}.\text{cm}^{-3}$) donnant un mélange de MVA 1,18 $\text{g}.\text{cm}^{-3}$ pour 20% de DV et de MVA 0,99 $\text{g}.\text{cm}^{-3}$ pour 40% de DV.

L'incorporation de DV, seul ou avec TV, augmente significativement la microporosité mais pas suffisamment pour obtenir des résultats similaires à la terre amendée (Figure 40). En effet, bien que la porosité totale de GN-DV et de GN-DV-TV est statistiquement similaire à celle du TV-DV (environ 0,5 $\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$), la microporosité demeure inférieure et la

macroporosité plus élevée. La formulation GN-TV-DV présente les résultats les plus proches de ceux du mélange TV-DV.

Tableau 15: Masse volumique apparente (MVA) des mélanges, déterminé par méthode de compaction au laboratoire avant suivi, calculées à partir des masses mises dans les pots, ou déterminées après le suivi à partir des résultats des courbes de rétention en eau (n = 3). Les cases en gris indiquent que les paramètres n'ont pas été mesurés. Lorsque celles-ci ont pu être obtenues, les différences significatives inter-modalités sont indiquées par des lettres minuscules différentes.

Modalités	MVA (g.cm⁻³) obtenue par méthode de compaction au laboratoire	MVA (g.cm⁻³) avant suivi, calculée à partir des masses mises dans les pots	MVA (g.cm⁻³) calculée lors des mesures de rétention en eau après suivi
GA-EC	1,578 a, b	1,219	1,629 a, b
GA-DV	1,335 c	1,122	1,426 e
GA-EC-DV	1,303 d	1,202	1,294 f, g
GA-TV-DV	1,443 -	1,456	1,551 b, c
GN-EC	1,281 d	1,207	1,476 d, e
GN-DV	1,281 f	0,825	1,111 i
GN-EC-DV	0,999 e	1,012	1,231 h
GN-TV-DV	1,119 -	1,054	1,326 f
TV-DV	1,041 f	1,033	1,121 i

4.1.2.2. Propriétés hydriques des mélanges de granulats, compost et terre

Les courbes de rétention et de réserve utile en eau (RU) des mélanges binaires et ternaires avec DV présentent logiquement des valeurs supérieures à celles des granulats seuls (Figures 40, 41 et Tableau 16). Toutefois, comme pour le GA seul, les formulations GA-DV et GA-TV-DV perdent beaucoup d'eau gravitationnelle. Ensuite, les teneurs en eau du mélange ternaire sont plus faibles que celles du mélange binaire à la capacité au champ et au point de flétrissement. Pour les deux granulats, l'apport de DV et TV augmente la RU (d'environ 86 % pour GA et 10 % pour GN) alors que l'apport de DV seul ne permet pas d'augmenter significativement la RU (Tableau 16). Les courbes des formulations GN-DV et GN-DV-TV présentent des valeurs similaires à celles de TV-DV, et les trois courbes présentent un comportement hydrique proche (Figure 41). En revanche, les courbes de GA-DV et GA-DV-TV présentent des valeurs nettement plus faibles de teneurs en eau aux différentes valeurs de pF. Enfin, les mélanges binaires et ternaires présentent une RU inférieure ou égale à celle de TV-DV (de 0,17 g.cm⁻³ après suivi) (Tableau 16). Ainsi, l'ajout de matériaux organiques aux

granulats de voirie modifie les propriétés physico-hydrques en augmentant la RU et en modifiant la porosité, en cohérence avec la littérature (Deeb et al., 2016; Grosbellet et al., 2011; Vidal-Beaudet et al., 2012).

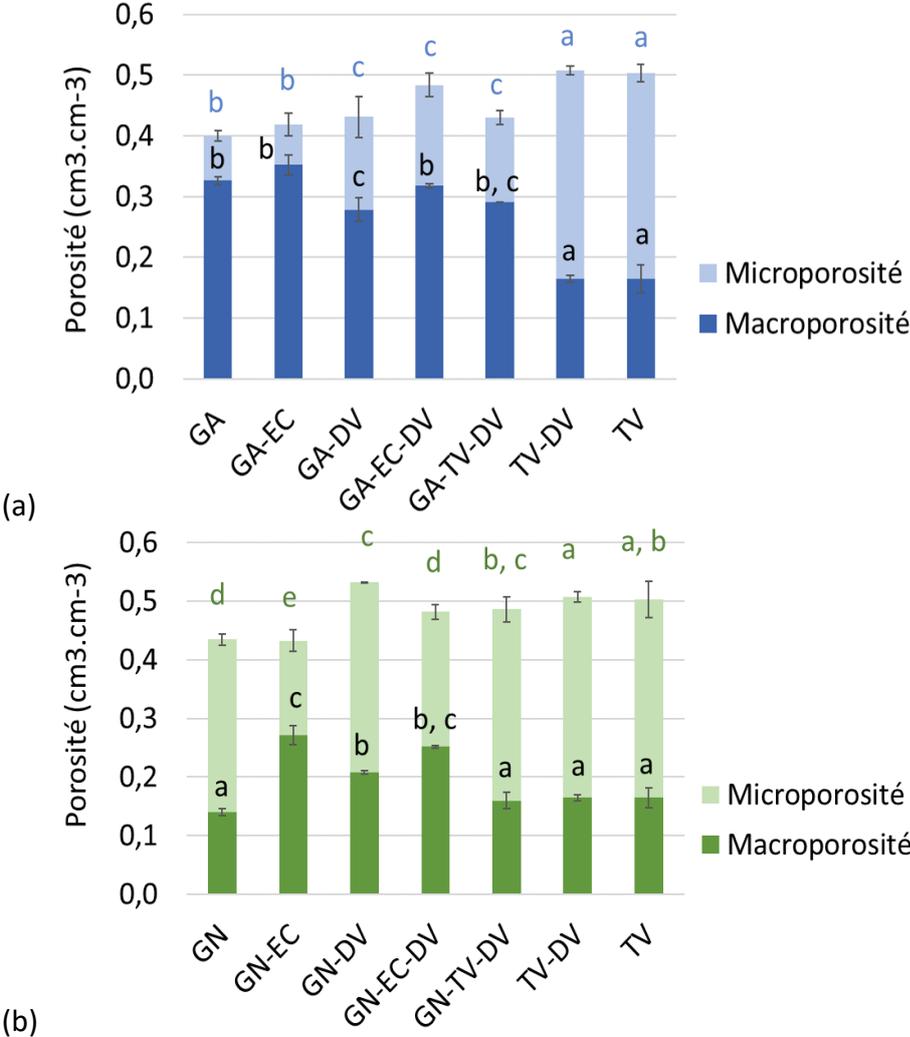


Figure 40 : Macro et micro porosité pour les formulations avec (a) GA ou (b) GN. Les différences significatives inter-modalités sont indiquées par des lettres minuscules différentes.

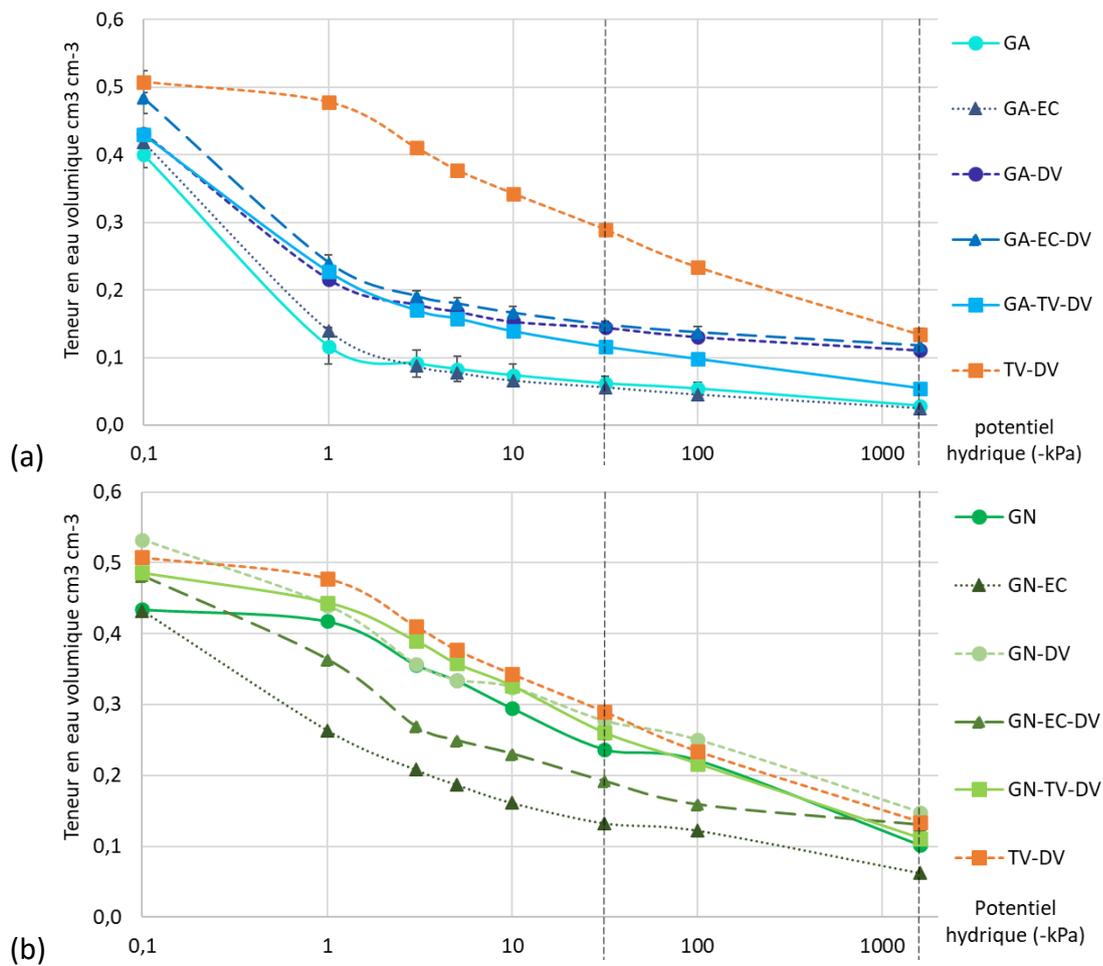


Figure 41: Courbes de rétention d'eau pour les différentes modalités avec (a) GA ou (b) GN, et TV-DV.

Tableau 16 : Valeurs moyennes ($n=3$ réplicas) des réserves utiles en eau (RU) et des masses volumiques apparentes (MVA) calculées via les mesures de rétention en eau post-suivi. Les différences significatives inter-modalités sont indiquées par des lettres minuscules différentes

Modalités	RU ($\text{cm}^3.\text{cm}^{-3}$)	MVA ($\text{g}.\text{cm}^{-3}$)
GA	0,033 f	$1,740 \pm 0,055$ a
GA-EC	0,031 f	$1,629 \pm 0,016$ a, b
GA-DV	0,033 f	$1,426 \pm 0,009$ e
GA-EC-DV	0,031 f	$1,294 \pm 0,057$ f, g
GA-TV-DV	0,061 e	$1,551 \pm 0,019$ b, c
GN	0,135 c, d	$1,527 \pm 0,009$ c, d
GN-EC	0,070 e	$1,476 \pm 0,013$ d, e
GN-DV	0,129 d	$1,111 \pm 0,005$ i
GN-EC-DV	0,062 e	$1,231 \pm 0,039$ h
GN-TV-DV	0,149 b, c	$1,326 \pm 0,037$ f
TV-DV	0,155 a, b	$1,121 \pm 0,037$ i
TV	0,171 a	$1,267 \pm 0,015$ g, h

4.1.2.3. Effet de l'enrobé concassé

L'EC mélangé à GA ou GN ne modifie pas la MVA (Tableaux 15 et 16). En revanche, le remplacement d'un tiers du GA-DV par du EC diminue la MVA (d'environ 9 %), et inversement pour GN-EC-DV (augmentation d'environ 11 %), amenant à des valeurs proches de la MVA de TV-DV de $1,1 \text{ g.cm}^{-3}$ après suivi.

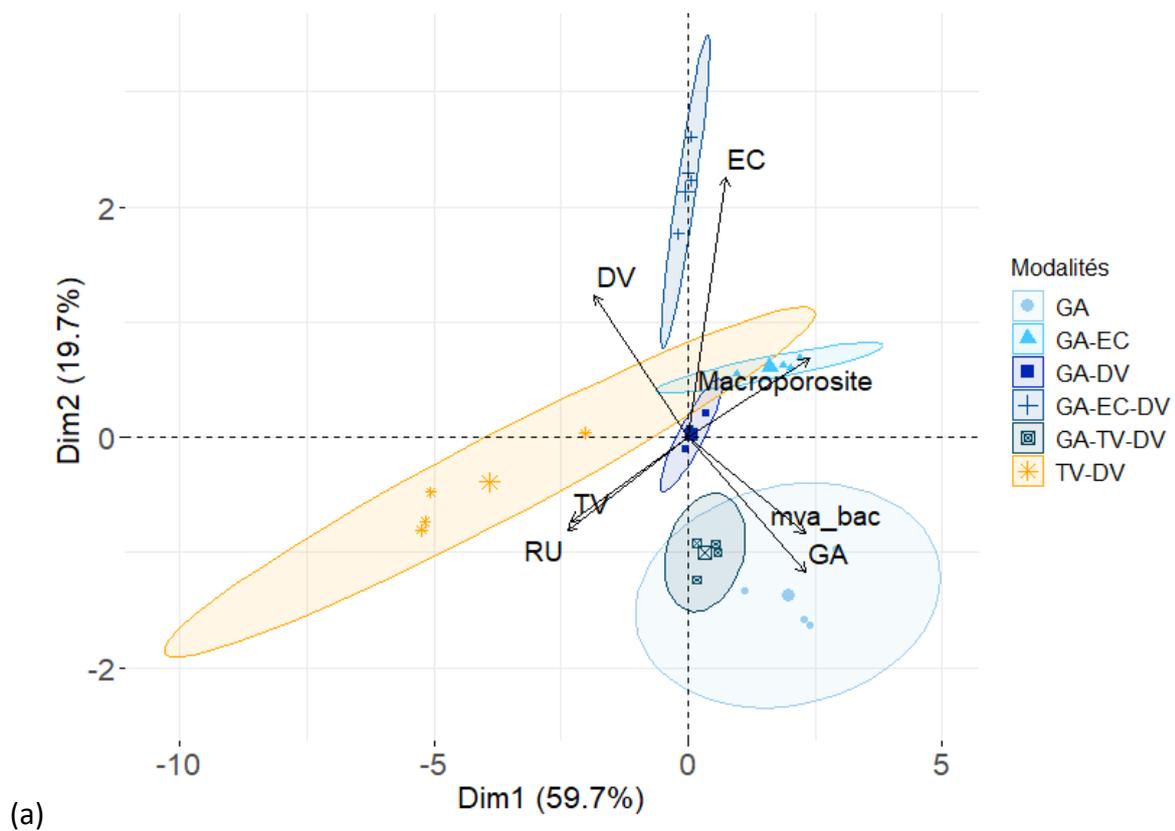
Ensuite, le remplacement d'un tiers du volume de GA par du EC augmente la microporosité et réduit la macroporosité, mais non significativement (Figure 40). Au contraire, avec le GN, cela réduit significativement la microporosité (d'environ 45 %) et augmente la macroporosité d'un facteur 2 ($0,14$ à $0,27 \text{ g.cm}^{-3}$ après suivi). Dans les mélanges ternaires, l'EC réduit encore plus la microporosité et augmente aussi la macroporosité, éloignant les propriétés de ces formulations de celles du mélange TV-DV.

Les courbes de rétention d'eau des formulations avec EC sont proches de celle du GA seul (Figure 41). Pour les deux granulats, le drainage par perte d'eau gravitationnelle est plus important en présence d'EC, avec une réduction des teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement. Le remplacement d'un tiers du GA-DV par du EC ne modifie pas les teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement ni les RU, qui sont déjà très faibles (Figure 41, Tableau 16). C'est en revanche le cas pour le mélange ternaire avec GN, où l'EC diminue l'eau disponible. Toutes les modalités binaires et ternaires avec EC présentent des RU significativement inférieures à celle de TV-DV de $0,17 \text{ cm}^3.\text{cm}^{-3}$.

En conclusion, les propriétés physico-hydriques des formulations avec EC sont plutôt inférieures à celles d'un mélange de TV-DV, et l'incorporation de EC réduit la fonction de rétention en eau pour les mélanges avec GN et GN-DV. Comme le GA, l'EC est un matériau dense, grossier, à faible capacité de rétention en eau, et pourrait être intéressant dans des horizons techniques drainants (e.g., sous un horizon de croissance ou sous un revêtement perméable pour infiltrer l'eau pluviale).

4.1.3. Analyse multivariée et synthèse

Une analyse en composantes principales (ACP) a permis de discriminer les modalités étudiées et les effets des matériaux sur les paramètres physico-hydriques obtenus après suivi (MVA, RU, macroporosité). Une ACP est dédiée aux formulations avec GA, et une autre pour celles avec GN (Figure 42 a et b). Les deux premières composantes principales (axes 1 et 2) expliquent 79,4 et 78,4 % pour l'ACP des modalités avec GA ou celles avec GN respectivement (les autres dimensions n'apportant pas plus d'informations). La RU est associée à la TV et au DV et s'oppose à la macroporosité, tandis que la proportion de granulat est associée aux valeurs élevées de MVA. Les ACP des formulations avec GA ou avec GN se ressemblent. L'absence de superposition entre les formulations avec granulat et le mélange TV-DV indique que les caractéristiques physico-hydriques des modalités expérimentales sont différentes (RU plus élevée et macroporosité et MVA plus faibles pour TV-DV). Les modalités de GA ou GN seuls s'opposent le plus à TV-DV, tandis que les modalités binaires avec DV, ou de façon moindre les modalités ternaires avec TV, semblent être les plus proches de TV-DV, confortant les résultats précédents.



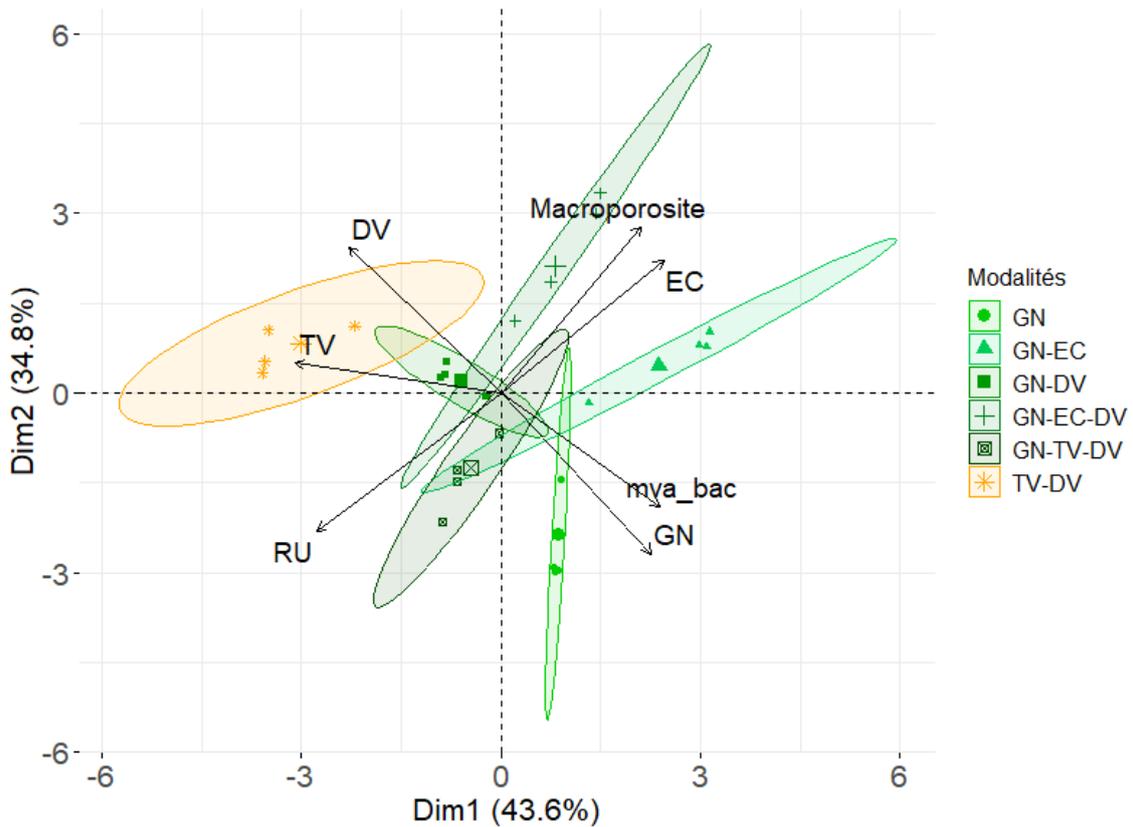


Figure 42 : Projections des individus et des variables dans le plan de l'analyse en composantes principales (ACP) de variables physiques des substrats et des proportions de matériaux (GA, GN, EC, DV, TV) pour les modalités avec (a) GA et (b) GN. *mva_bac* : masse volumique apparente, mesuré par la méthode dite du bac-à-sable ; *Macroporosite* : macroporosité ; *RU* : réserve utile

La figure 43 résume les caractéristiques physico-hydrauliques des substrats testés : l'échelle qualitative proposée est basée sur les référentiels proposés dans le programme de recherche SITERRE (Damas & Coulon, 2016) - excepté pour le paramètre de microporosité. Une échelle qualitative à nombreux échelons (0 à 7) permet de prendre en compte les valeurs entre modalités pouvant être très variables, et les différentes unités des différents paramètres considérés. Globalement, les caractéristiques physiques des granulats seuls (proportion élevée d'éléments minéraux grossiers, texture sableuse, densité élevée, microporosité faible) se traduisent par une capacité de stockage de l'eau très faible et donc limitant pour les besoins hydriques végétaux, bien que ces conclusions soient moindres pour le GN. Les ajouts de matière organique *via* 30 % de compost ou 10 % de compost et 20% de terre permettent d'augmenter la capacité de rétention en eau, de diminuer la MVA et de modifier la porosité, et donc de rapprocher ces caractéristiques de celles du mélange TV-DV. Pour augmenter davantage la capacité de rétention en eau (augmenter la RU et la microporosité, diminuer la

MVA et la macroporosité), il serait intéressant de tester une éventuelle augmentation du ratio d'amendement (DV ou DV et TV) et l'utilisation de fractions plus fines de DV et de granulat.

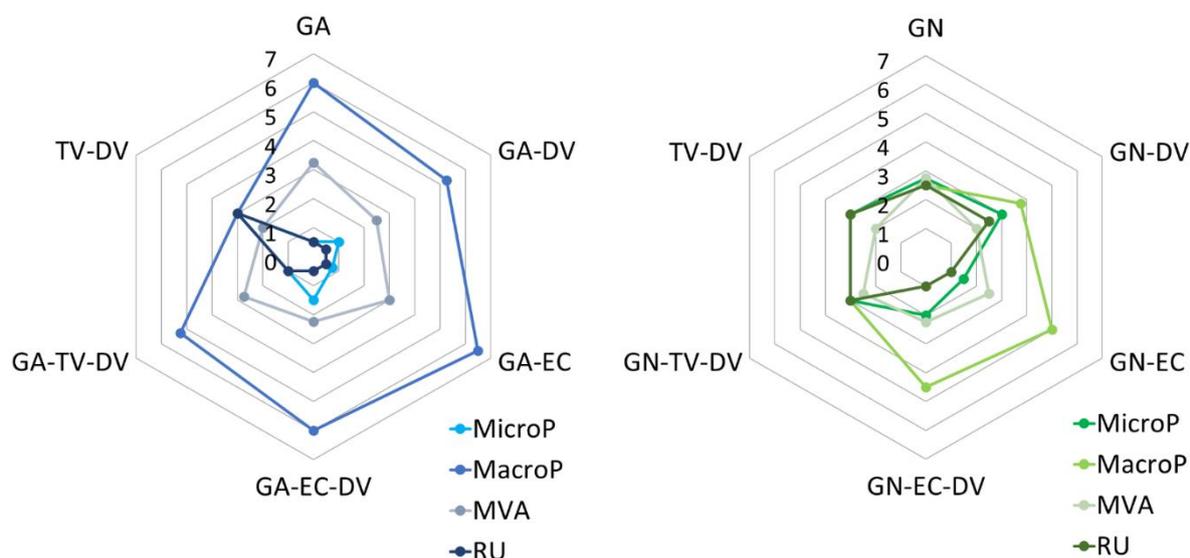


Figure 43: Synthèse des résultats des paramètres physico-hydriques pour les formulations de substrats testées avec (a) GA, (b) GN, et comparaison avec TV-DV. MP : macroporosité, RU : réserve utile en eau, MVA : masse volumique apparente. Échelle qualitative, basée sur les référentiels proposés dans le programme de recherche SITERRE (Damas & Coulon, 2016) - excepté pour le paramètre de microporosité.

4.2. Fertilité chimique

4.2.1. Caractérisation agronomique des matériaux initiaux utilisés

Les deux granulats (avant suivi) présentent un pH_{eau} élevé, entre 8 et 9 (Tableau 17), hors de la gamme des sols français prairiaux (4,5 – 8,5, médiane de 6, mesuré sur $n=623$ sols) et agricoles (4,5 – 8,5, médiane de 7, mesuré sur $n=820$ sols) mais dans la gamme de valeurs des sols classés en SUTMA (6,2 - 9,2, médiane 7,8, $n=249$ sols) (Jolivet et al., 2006). Le GA est pauvre en phosphore Olsen (P_{Olsen}) ($0,006 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5), inférieur d'un facteur 4 au GN. Les teneurs en P_{Olsen} sont respectivement bien inférieures et légèrement inférieures à celles des sols de prairie françaises (médiane de $0,031 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5), mais cohérentes avec les valeurs très variables des sols de SUTMA (de quasiment 0 à plus de $0,3 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5). Les granulats présentent de très faibles teneurs en carbone organique (inférieur à 8 g.kg^{-1} de C_{org}) et en azote total (inférieur à $0,5 \text{ g.kg}^{-1}$ de N_{tot}), et donc un rapport $\text{C}_{\text{org}}/\text{N}_{\text{tot}}$ un peu élevé pour GN

(12) voire très élevé pour le GA (39), dépassant largement la plage de valeurs optimales pour un sol végétalisé (8-10) (Damas & Coulon, 2016 – Tableau 4). Ces teneurs en C_{org} sont très inférieures à celles des sols prairiaux (médiane de $24,8 \text{ g.kg}^{-1}$) ou agricoles (médiane de $14,9 \text{ g.kg}^{-1}$), et se rapprochent plus des valeurs de sols de vignes et vergers (médiane de 9 g.kg^{-1}) ou de certains sols classés en SUITMA (grande variabilité de teneurs, de 0 à 200 g.kg^{-1}) (Jolivet et al., 2006). De même, ces teneurs en N_{tot} sont très faibles, inférieures à la médiane des sols français prairiaux ($2,4 \text{ g.kg}^{-1}$) et se rapprochent plutôt des valeurs des vignes et vergers (médiane de $0,9 \text{ g.kg}^{-1}$) ou à certains sols de SUITMA, qui présentent des teneurs très variables (0 à 12 g.kg^{-1}). Ces valeurs de C_{org} et de N_{tot} sont similaires voire plus élevées que celles de 11 sols scellés en Pologne étudiés par Piotrowska-Długosz & Charzynski (2015) ($0,024$ à $0,32 \text{ g.kg}^{-1}$ de N_{tot} et $1,79$ à $5,10 \text{ g.kg}^{-1}$ de C_{org}). Les valeurs de C_{org} sont également comparables aux teneurs moyennes de C_{org} de Cambou (2018) pour différents sols scellés en France à 0-30 cm ($4 \text{ g.kg}^{-1} \pm 0,8$ à Nantes et $4 \text{ g.kg}^{-1} \pm 5,2$ à Nancy) et à 30-100 cm ($1,2 \pm 1,1 \text{ g.kg}^{-1}$ à Nantes et $3,4 \pm 1,5 \text{ g.kg}^{-1}$ à Nancy).

Le pH_{eau} de la terre végétale (TV) utilisée (6,6) est nettement plus faible que celui des granulats (8,8), et se situe dans la gamme des sols français prairiaux et agricoles (4,5 – 8,5) (Jolivet et al., 2006). Les teneurs en C_{org} (15,3) et en N_{tot} (1,59) sont similaires à la médiane des sols agricoles ($14,9 \text{ g.kg}^{-1}$ de C_{org} et $1,6 \text{ g.kg}^{-1}$ de N_{tot}) mais inférieures aux médianes des sols prairiaux ($24,8 \text{ g.kg}^{-1}$ de C_{org} et $2,4 \text{ g.kg}^{-1}$ de N_{tot}). Le rapport C_{org}/N_{tot} de la TV (9,6) est dans la plage optimum de 8 à 10, associée à une stabilité de la matière organique (Damas & Coulon, 2016 – Tableau 4). La TV présente une teneur en P_{Olsen} légèrement faible ($0,022 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5), inférieure à la teneur médiane des sols français cultivés ($0,072 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5) ou de prairie ($0,031 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5) (Jolivet et al., 2006). La CE de la TV est très en dessous de la valeur seuil de $500 \mu\text{S.cm}^{-1}$, utilisée pour évaluer la fertilité d'un sol à support de végétation (Tableau 4).

Le compost de déchets verts (DV) utilisé présente un pH_{eau} nettement plus élevé que les autres matériaux (Tableau 17). Il est plus élevé que le pH moyen des composts de déchets verts $8,4 \pm 0,7$ (Guardia, 2018), dépassant la plage de valeurs adéquate pour la plupart des espèces herbacées (Craul & Lienhart (1999); Damas & Coulon (2016) – Tableau 4). Les caractéristiques du DV peuvent être comparées à des valeurs de la littérature présentées en Tableau 18. Les caractéristiques des composts de déchets verts peuvent en effet être très

variables (Guardia, 2018). Le DV présente un C/N compris dans la plage de valeur des composts mûr, entre 10 et 15 (Craul & Lienhart, 1999; Guardia, 2018).

Tableau 17: Caractéristiques chimiques des matériaux caractérisés avant suivi (n = 3). EC : conductivité électrique, MO : teneur en matière organique, C_{org} : carbone organique, N_{tot} : Azote total (N), CEC : Capacité d'échange cationique. Les cases en gris indiquent que les paramètres n'ont pas été mesurés.

Matériau		Granulat de voirie	Enrobé concassé	Granulat de voirie	Compost de déchets verts	Terre végétale
Origine	Unité	Site A-SBA		Site N-PSM	Commercial	Commercial
pH _{eau}		8,8	8,73	8,3	9,5	6,6
CaCO ₃	g.100g ⁻¹	7		2,1		< 0,5
CE	μS.cm ⁻¹	0,007.10 ⁶	0,008.10 ⁶	0,010.10 ⁶	0,186.10 ⁶	0,059.10 ⁶
C _{org}	g.kg ⁻¹	7,8		5,9	274	15,3
N _{tot}	g.kg ⁻¹	0,20		0,48	20,4	1,59
C _{org} /N _{tot}		38,7		12,3	13,4	9,6
P _{Olsen}	g de P ₂ O ₅ .kg ⁻¹	0,006		0,024	7,31	0,022
K ₂ O _{éch}	g.kg ⁻¹	0,052		0,083	18,7	0,13
MgO _{éch}	g.kg ⁻¹	0,29		0,11	4,7	0,14
CaO _{éch}	g.kg ⁻¹	7,58		6,31	30,1	1,65
Na ₂ O _{éch}	g.kg ⁻¹	0,015		0,012		0,052
CEC _{Metson}	cmol ⁺ . kg ⁻¹	51		98		93

Tableau 18: Valeurs comparatives de propriétés physiques et chimiques de composts de déchets verts extraites de la littérature scientifique. n.s. : non indiqué.

Références	Nombre de compost considérés	pH	MVA	C _{org}	N _{tot}	C/N	P _{Olsen}	Mg _{éch}	CE
			g.cm ⁻³	g.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹		g.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹	μS.cm ⁻¹
Beesley et al, 2012	1	8,1	0,47 ± 0,05	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
Burrow, 2015	1	8,5	0,385 (compactée en labo)	n.s	19,13	13,4	9,05	7,15	n.s
Fourvel, 2018	1	7,4	0,46	215	12,1	17,8	n.s	4	0,049x10 ⁶
Graceson et al, 2014	2	n.s	0,414 pour 0-10 mm 0,207 pour 10-25mm	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s
Grard, 2017	1	7,7	0,3	240	12	25	n.s	n.s	n.s
Guardia, 2018	45	8,4 ± 0,7	n.s	n.s	n.s	10 à 15	n.s	n.s	n.s
Grosbellet et al, 2011	1	9	0,29	260	15,9	16,3	n.s	n.s	0,082x10 ⁶
Pey, 2010 ; Séré et al 2008)	1	8,42	n.s	181	n.s	14,7	n.s	n.s	n.s
Pruvost 2018 ; Deeb et al., 2016	1	7,9 ± 0,1	0,61 ± 0,1	210,41 ± 4,2	14,7 ± 0,1	14,3	n.s	n.s	n.s

4.2.2. Fertilité chimique des substrats de granulats seuls

A la fin du suivi, la teneur en carbone total (C_{tot}) de GA est très inférieure à la valeur usuelle pour les sols français (médiane de $19,6 \text{ g.kg}^{-1}$, contre $12,7 \text{ g.kg}^{-1}$ pour GA) (Jolivet et al., 2006). Elle est également inférieure aux valeurs moyennes de C_{tot} des sols profonds excavés sous scellement étudiés *in situ* par Ugolini et al. (2020) (entre 15 et 34 g.kg^{-1} au début de leur suivi). En revanche, la teneur en C_{tot} de GN (médiane de $21,3 \text{ g.kg}^{-1}$ et moyenne de $20,9 \text{ g.kg}^{-1}$) est similaire à ces valeurs comparatives. Ensuite, les valeurs de C_{org} et N_{tot} n'ont pas évolué durant le temps court du suivi ; ainsi, les teneurs en C_{org} et en N_{tot} des substrats de GA ou GN sont quasiment toutes inférieures à la limite de quantification ($10,4 \text{ g.kg}^{-1}$ pour le C_{org} et $1,4 \text{ g.kg}^{-1}$ pour le N_{tot}) (Figure 44).

La teneur moyenne en P_{Olsen} de GN est significativement plus élevée que pour GA (Figure 44), et similaire à la valeur usuelle des sols français (Jolivet et al., 2006) et à la valeur guide européenne (Marchi et al., 2018) (médianes de $0,03 \text{ gP}_{Olsen.kg}^{-1}$ dans les deux cas). Ces faibles teneurs de P_{Olsen} sont aussi similaires aux valeurs de Pruvost (2018) pour des sols excavés ou de Séré (2007) pour les sols traités industriels ($< 0,05 \text{ g.kg}^{-1}$ de sol), ou encore de Cambou (2018) pour des sols scellés urbains français ($< 0,02 \text{ g.kg}^{-1}$ de sol à 0-1 m).

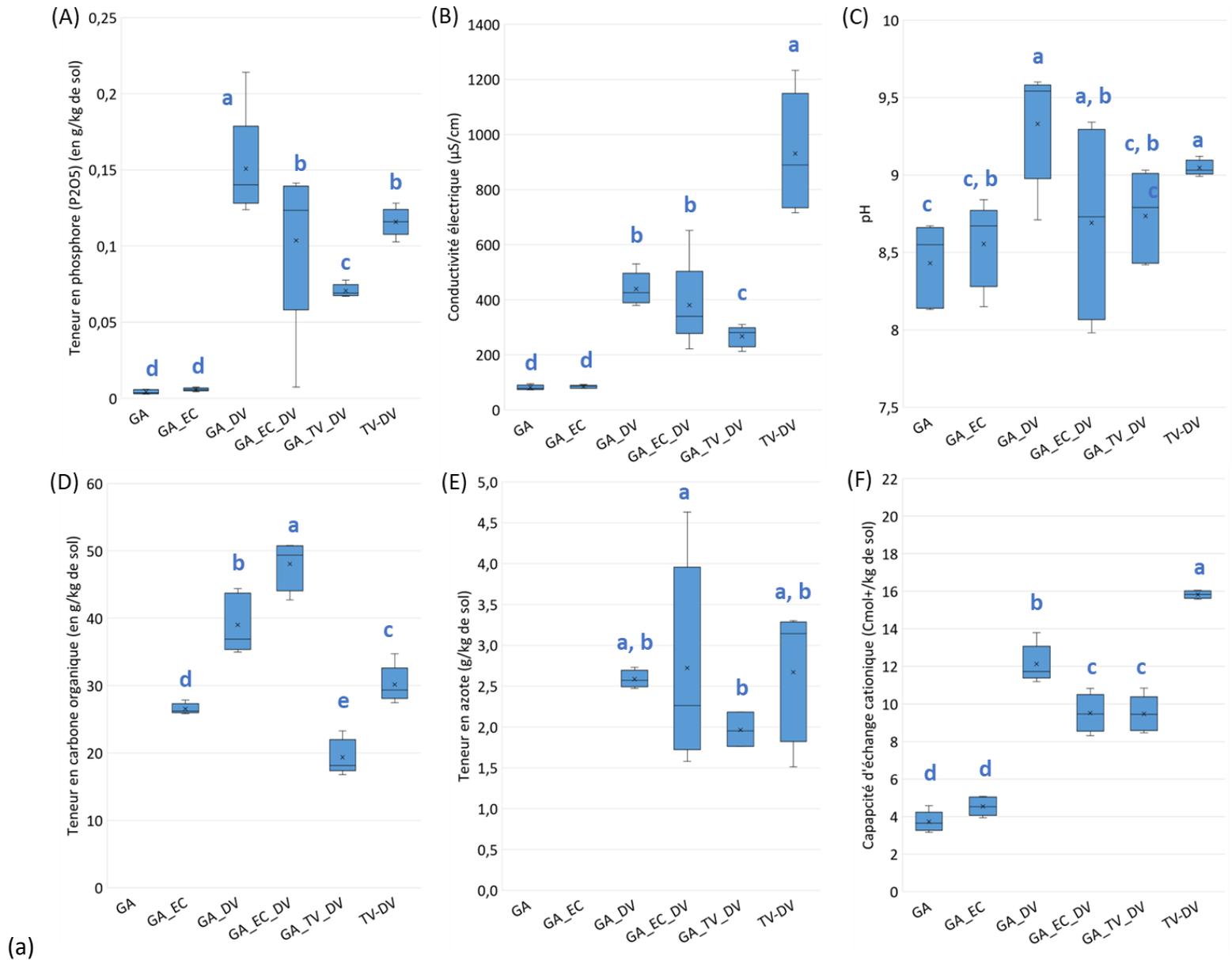
Les valeurs moyennes de pH_{eau} de GA et GN ($8,43$ et $8,61$ respectivement - Figure 44) sont élevées, dépassant le seuil de $7,5$ conseillé par l'ADEME (2015) pour assurer la fonction de fertilité agronomique. Ces valeurs se situent dans la plage assez large de pH_{eau} obtenues par Cambou (2018) pour des sols urbains français sous allées imperméables ($5,4$ et $8,8$ à 0-30 cm, puis entre 7 et $8,7$ à 30-100cm), ou par Ugolini et al. (2020) pour des sols excavés à 50 cm de profondeur sous des revêtements d'enrobé, en Italie (pH d'environ 8 au début de leur suivi). Le pH du substrat détermine celui de l'eau des pores (corrélation positive et relation linéaire positive, faible mais significative - Annexe 19). Le pH et la conductivité électrique (CE) sont positivement corrélés et pour chaque variable, il n'y a pas différences significatives inter-modalités (Figure 44 et Annexes 20, 21). Une légère diminution de pH de l'eau des pores est constatée entre les deux mesures mais n'est pas significative (pour GA et GN ainsi que toutes les formulations testées), indiquant une possible acidification avec un temps plus long. Les

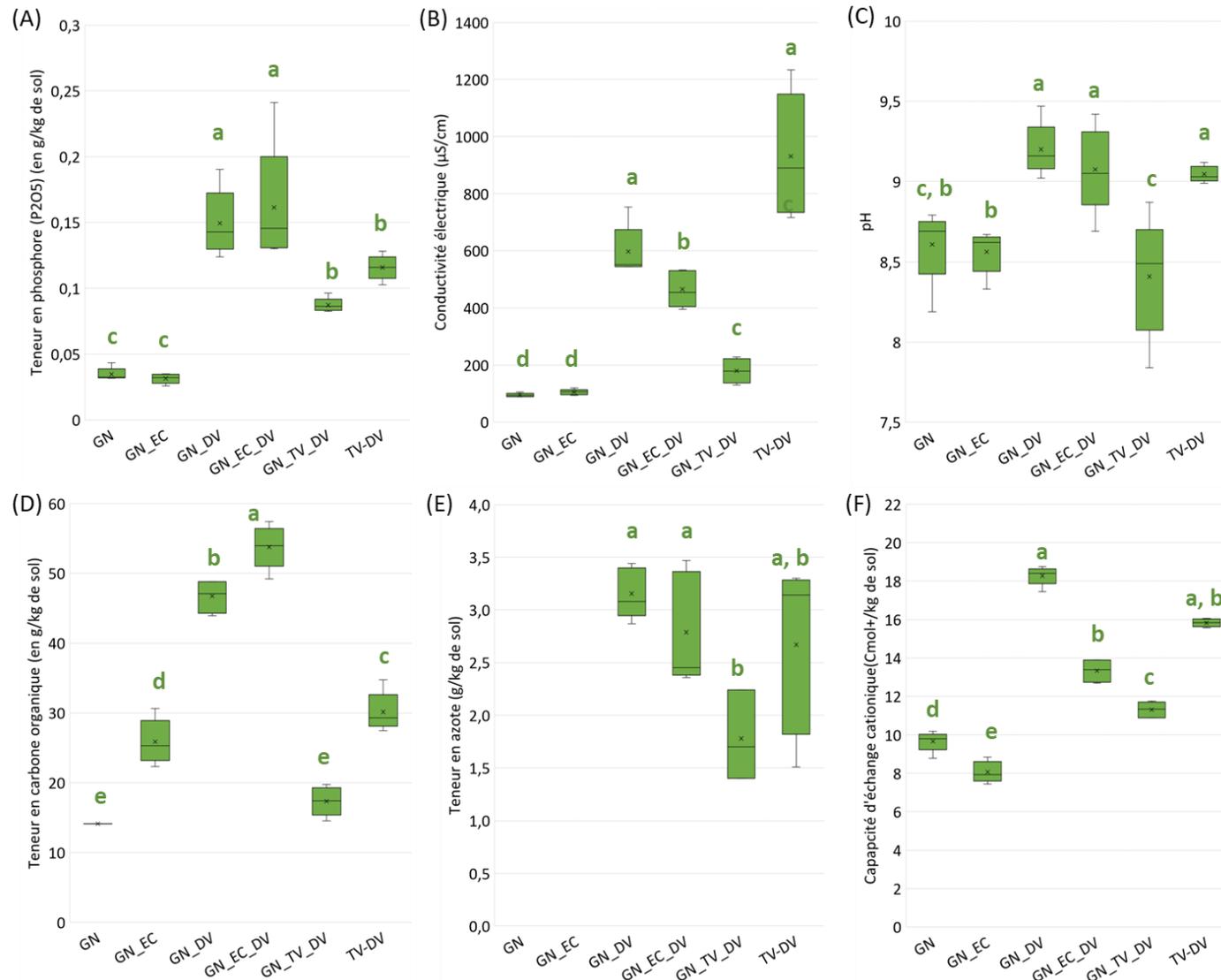
valeurs de CE ($< 7,53 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) ne dépassent pas le seuil de $800 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour lequel les plantes commencent à souffrir (Fardeau, 2015).

A la fin de l'essai, la capacité d'échange cationique (CEC) est plus faible pour GA que GN ($3,73$ et $9,66 \text{ cmol}^+\cdot\text{kg}^{-1}$, en moyenne) (Figure 44). Les granulats offrent peu d'ions minéraux disponibles pour la nutrition végétale, en lien avec les précédents résultats physiques et chimiques. Les CEC obtenues sont dans la gamme de valeurs de Cambou (2018) avec entre 5 et $18,6 \text{ cmol}^+\cdot\text{kg}^{-1}$ pour des sols scellés à $0-30 \text{ cm}$. De façon cohérente, les teneurs de GA et GN en éléments échangeables $\text{K}_2\text{O}_{\text{éch}}$, $\text{MgO}_{\text{éch}}$, $\text{MnO}_{\text{éch}}$, $\text{Na}_2\text{O}_{\text{éch}}$ sont faibles, et inférieures à celles de TV-DV (Tableau 19), sauf pour $\text{CaO}_{\text{éch}}$ (pas de différences significatives). Le GA et GN sont pauvres en $\text{K}_2\text{O}_{\text{éch}}$, inférieures d'un facteur 5 aux valeurs guides européennes de qualité (Marchi et al., 2018).

Tableau 19 : Teneurs en éléments extraits par la méthode à la cobaltihexamine pour les différentes modalités (Moyenne en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de sol sec, $n = 5$ réplicas) mesurées à la fin du suivi. $< \text{LQ}$: inférieur à la limite de quantification. Les teneurs en Cu et Ni échangeables étaient inférieures à la limite de quantification pour toutes les modalités. Des lettres minuscules différentes indiquent des différences significatives inter-modalités

Modalités	Ca ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	K ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Mg ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Mn ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Na ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
GA	880 c, d	16,71 g	97 c	0,01 d	6,37 f
GA-EC	1046 f	18,24 i	107 e	0,25 b, c	13,59 f, g
GA-DV	1653 a	493 a	351 a	0,41 a	650 a
GA-EC-DV	1425 e, f	320 d	300 b	0,07 d	455 b, c
GA-TV-DV	1712 e	184 e	177 d	0,44 b	287 c, d
GN	2367 c, d	24,76 f	40,41 e	0,04 c, d	27,81 e
GN-EC	2122 d	31,24 h	43,44 f	0,11 b, c	12,05 g
GN-DV	2854 a	741 a, b	279 b	1,80 a	1156 a
GN-EC-DV	2390 b, c	497 c	266 b, c	0,57 b	568 b
GN-TV-DV	2494 b	157 e	91 e	0,27 b, c	198 d
TV-DV	2178 c, d	751 b	246 b, c	1,62 a	1331 a





(b)

Figure 44 : Fertilité chimique des substrats avec (a) GA, (b) GN. (A) Teneur en phosphore, (B) Conductivité électrique (C) pH, (D) Teneur en carbone organique, (E) Teneur en azote total, (F) Capacité d'échange cationique. Les différences significatives intersols sont indiquées par des lettres minuscules différentes.

4.2.3. Fertilité chimique des mélanges avec compost

Comme attendu, le DV augmente significativement les teneurs en C_{org} , N_{tot} , P_{olsen} et en éléments nutritifs échangeables (Tableau 17), avec des corrélations fortes et significatives entre ces paramètres (Tableau 20). Cela est cohérent avec les teneurs du DV pour ces éléments, nettement plus élevées que celles des granulats seuls ou de la terre (Tableau 17).

Dans les formulations GA-DV et GN-DV, les teneurs en P_{olsen} , C_{org} et les CEC sont significativement plus élevées que dans le mélange TV-DV (Figure 44). Les rapports moyens C_{org}/N_{tot} de GA-DV et GN-DV sont similaires, et entre 10 et 25 donc considérés comme des ratios équilibrés (Annexe 22). Il n'y a pas de différence significative de N_{tot} et de C_{org}/N_{tot} avec TV-DV. Concernant maintenant les formulations GA-TV-DV et GN-TV-DV, il y a significativement moins de P_{olsen} disponible que dans les formulations GA-DV et GN-DV respectivement (Figure 44). La CEC des formulations ternaires est significativement plus élevée que celle de TV-DV (Figure 44) mais les teneurs en K, Mg, Mn, Na échangeables sont significativement plus faibles (Tableau 19). Les teneurs en C_{org} et N_{tot} des mélanges ternaires sont significativement plus faibles que celles du mélange TV-DV. Deux valeurs de N_{tot} pour GA-TV-DV et GN-TV-DV sont par ailleurs inférieures à la limite de quantification de $1,4 \text{ g.kg}^{-1}$. La teneur en N_{tot} de la TV utilisée est plutôt faible, et une corrélation négative significative est obtenue entre la proportion de TV et la teneur en N_{tot} (Annexe 21). De plus, le ratio C_{org}/N_{tot} moyen est inférieur ou égal à 10 pour les formulations GA-TV-DV et GN-TV-DV (moyenne de 7,2 et 9,8 respectivement), dû aux faibles teneurs en N_{tot} . Toutefois ces ratios ne sont pas significativement différents des ratios des mélanges binaires.

Les teneurs en P_{olsen} sont supérieures aux teneurs moyennes et médianes des sols français naturels et cultivés (respectivement $0,072 \text{ g.kg}^{-1}$ et $0,06 \text{ g.kg}^{-1}$) et de prairie ($0,031 \text{ g.kg}^{-1}$, $n=623$) (Jolivet et al., 2006). Les teneurs moyennes de N_{tot} de GA-DV et GN-DV sont supérieures à la valeur seuil (2 g.kg^{-1}) pour un sol fertile support de végétation ((Damas & Coulon, 2016) – Tableau 4) et également supérieures à la valeur médiane ($2,4 \text{ g.kg}^{-1} N_{tot}$) des sols prairiaux français ($n=623$) (Jolivet et al., 2006). Les teneurs moyennes de N_{tot} de GA-TV-DV et GN-TV-DV sont faibles ($< 2 \text{ g.kg}^{-1}$) vis-à-vis de la fertilité attendue d'un sol végétalisé ((Damas & Coulon, 2016)– Tableau 4). Ces valeurs sont également inférieures à la valeur médiane des sols prairiaux français mais supérieures à la teneur médiane des sols de vignes

et vergers (0,9 g.kg⁻¹) (Jolivet et al., 2006). Les ratios des mélanges binaires et ternaires se situent entre 7,4 et 8,8, au sein de la plage de valeurs optimales (8-10) (Damas & Coulon, 2016).

Tableau 20 : Corrélations significatives entre la proportion de compost de déchets verts et d'autres paramètres du sol (n=5 répétitions)

Paramètre	Coefficient de corrélation de Spearman	p-value du test de corrélation
pH	0,68	2,09x10 ⁻¹¹
CE (μS.cm ⁻¹)	0,84	< 2,7x10 ⁻¹⁶
Ratio C _{org} /N _{tot}	- 0,34	3x10 ⁻³
C _{org} (g.kg ⁻¹ de sol)	0,74	3,48x10 ⁻¹⁴
P ₂ O ₅ (g.kg ⁻¹ de sol)	0,89	< 2,2x10 ⁻¹⁶

Le pH du substrat détermine celui de l'eau des pores (corrélation positive et relation linéaire positive - Annexes 23, 24). Il n'y a pas de différence de pH entre les formulations GA-DV et GN-DV, et entre GA-TV-DV et GN-TV-DV (Annexe 19). Le pH de ces formulations binaires et ternaires est très élevé (davantage pour les binaires), dû au pH_{eau} du DV (9,5) également très élevé (corrélations positives significatives avec la proportion en DV – Tableau 20). A la fin du suivi, toutes les modalités présentent un pH moyen supérieur ou égal à 8,5, pH au-delà duquel les éléments comme le fer et le phosphore deviennent peu disponible (Fourvel, 2018). Toutes les modalités présentent un pH moyen également hors de la plage de pH optimale entre 6 et 7,5, pour laquelle la plupart des plantes sont tolérantes (Craul & Lienhart, 1999; Damas & Coulon, 2016; Scharenbroch & Watson, 2014). Scharenbroch & Watson (2014) ont fait la même observation d'augmentation du pH par du compost et ont supposé que celui-ci augmentait la saturation en ions en augmentant la complexation des ions aluminium. La TV qui présente un pH plus faible que les autres matériaux, montre un léger effet tampon (pour les formulations GA-TV-DV, GN-TV-DV).

La CE du mélange TV-DV est aussi très élevée (716 à 1233 μS.cm⁻¹); elle est significativement supérieure à celle du GA-DV, du GA-TV-DV et du GN-TV-DV, et égale à celle du GN-DV (Figure 44 et Annexe 20). Une CE à 500 μS.cm⁻¹ peut être associée à une diminution des rendements des cultures (Tableau 4). Les CE du substrat et de l'eau des pores sont significativement et positivement corrélées, avec une relation linéaire positive, faible mais

significative (Annexe 23, 24). La CE de l'eau des pores est globalement plus élevée que celle des substrats (Annexe 25), pouvant indiquer un lessivage d'ions minéraux en solution. Effectivement, les teneurs en éléments nutritifs de l'eau des pores (e.g., en Cu, K, Mg - Annexe 26) sont supérieures pour les formulations avec DV, puisque celui-ci était plus riche en éléments nutritifs que les autres matériaux. De même, le mélange TV-DV présente une CE et des teneurs en éléments nutritifs élevés dans l'eau des pores (Annexes 25, 26).

La comparaison des formulations montre clairement que l'adjonction de matière organique sous forme de DV ou de TV et DV peut être une stratégie efficace pour améliorer la fertilité chimique de substrats de granulats de voiries descellées. Le remplacement d'un tiers de granulat par 20 % en volume de TV et 10 % de DV permet d'améliorer la fertilité chimique (N_{tot} , P_{olsen} , C_{org} , éléments échangeables), mais moins que les mélanges binaires avec 33 % de compost. L'amélioration des propriétés physico-chimiques par ajout de DV est bien étudié ; par exemple Graceson et al. (2014) ont montré les effets significatifs de l'incorporation de DV (en fraction fine 0-10 ou en fraction grossière 10-25mm) sur l'amélioration des propriétés physiques d'un substrat de culture pour toits végétalisés fait de briques ou tuiles concassées pour assurer un couvert herbacé (diminution de la densité apparente, augmenter de la capacité de rétention en eau). La dégradation du compost de déchets verts prend plusieurs années après application (Vidal-Beaudet et al., 2012), notamment pour les composants récalcitrants toujours présents après 5 ans. Son action sur la fertilité chimique et la structuration des substrats s'étalera donc potentiellement dans le temps, ce qui pourra être testé avec un suivi beaucoup plus long. L'utilisation de matériaux séchés à l'air (TV, GA, GN, CA, acquis au moment du descelllement des sites-pilotes) a toutefois pu favoriser et amplifier les effets du DV frais, qui est le facteur premier d'après les résultats obtenus. Néanmoins, le DV utilisé ne présente pas les meilleures propriétés physico-chimiques (e.g., pH très élevé, macroporosité élevée), qui peuvent en effet varier considérablement en fonction de sa composition (abondance des fractions granulométriques et biochimiques) et de la période de compostage (maturité), et ce, indépendamment des quantités fournies, comme montré par Vidal-Beaudet et al. (2012) pour un DV 0-20 mm peu mûre sur une période de 60 mois. Le Tableau 18 illustre la diversité de certaines propriétés des composts de déchets verts. Par conséquent, d'autres DV ou amendements devraient être testés (e.g., boues d'épuration,

fumier composté, foin de luzerne), en privilégiant des amendements avec des concentrations élevées en azote et un rapport C:N plus faible que celui du DV (Larney & Angers, 2012).

4.2.4. Effet de l'enrobé concassé sur la fertilité chimique des substrats

A la fin du suivi, les teneurs en C_{org} des mélanges binaires (GA-EC et GN-EC) et ternaires (GA-EC-DV et GN-EC-DV) sont respectivement et significativement plus faibles et plus élevées que celles du mélange TV-DV (Figure 44). Ces teneurs sont également significativement plus élevées que les formulations sans EC, impliquant que du carbone de l'EC, constitué très majoritairement de chaînes de carbone aliphatiques lourdes, a été comptabilisé dans la mesure non-spécifique du C_{org} . Xue et al. (2019) ont montré que le carbone organique dissous (sous forme de composés hydroxyles et carbonyles) augmentait dans les lixiviats de liants bitumineux avec l'augmentation du pH d'une part et avec le vieillissement du liant d'autre part. Comme l'EC est vieux (d'une vingtaine d'années) et que le pH des substrats est élevé, du carbone organique a pu être libéré par le liant de l'EC ou la fraction fine de l'EC a alimenté celle du mélange, augmentant la teneur mesurée en C_{org} .

L'EC ne modifie pas le N_{tot} : les teneurs des formulations binaires sont inférieures à la limite de quantification ($1,4 \text{ g.kg}^{-1}$) et celles des formulations ternaires sont variables mais pas significativement différentes des teneurs de GA-DV et GN-DV respectivement (Figure 44). Pour GA-EC-DV et GN-EC-DV, le rapport C_{org}/N_{tot} moyen est compris entre 10 et 25, considéré comme un ratio équilibré, et GN-EC-DV présente un ratio significativement plus élevé que celui de TV-DV (dont le C_{org}/N_{tot} moyen était de 12,2). Les valeurs de ratio sont assez variables pour GA-EC-DV (étalées de 5,6 à 32,2), en lien avec les valeurs variables de N_{tot} et ne sont pas différentes de celles de TV-DV. De même, l'EC ne semble pas modifier les teneurs en phosphore olsen (P_2O_5), puisque celles-ci ne sont pas significativement différentes entre GA et GA-EC, GN et GN-EC, GN-DV et GN-EC-DV respectivement ; en revanche elle est significativement plus faible pour GA-EC-DV que pour GA-DV.

La CEC de GA-EC, GN-EC et GA-EC-DV est significativement plus faibles que la CEC de TV-DV ; en revanche celle de GN-EC-DV est similaire à la CEC de TV-DV (Figure 44). La CEC est significativement plus faible pour les mélanges binaires et ternaires avec EC que pour ces mélanges sans EC (sauf entre GA et GA-EC). De façon cohérente, les teneurs en éléments

échangeables nutritifs du complexe argilo-humique (Ca, K, Mg, Mn, Na) sont significativement inférieures lorsque l'EC est présent (Tableau 18).

A la fin du suivi, il n'y a pas de différences significatives de pH ni de conductivité électrique (CE) entre TV-DV et les formulations binaires (GA-EC et GN-EC) et ternaires (GA-EC-DV, GN-EC-DV) (Figure 44). L'EC n'affecte pas non plus le pH des lixiviats (Annexe 19). Cela est conforme aux résultats de Legret et al. (2005) qui ont démontré en laboratoire que le pH de lixiviats provenant d'un revêtement en enrobé bitumineux - mais recyclé - venant d'une autoroute était proche de la neutralité (entre 7,2 et 7,8). La CE de la solution n'est pas non plus affectée significativement par l'EC, excepté des valeurs plus faibles pour GN-EC-DV que pour GN-DV. Enfin, la CE de la solution du sol des mélanges binaires et ternaires est plus élevée que dans celle du substrat (Annexe 20 et 25), sans doute dû à un lessivage des matériaux DV et TV.

4.2.5. Synthèse de la fertilité chimique des formulations testées

Globalement, la fertilité chimique des granulats GN est un peu plus élevée que celle des granulats GA. La fertilité de chaque granulat est inférieure à celle de la terre amendée, représentant la méthode typiquement utilisée en aménagement paysager urbain (Figure 45). Les ajouts de matière organique (DV, ou TV et DV) aux granulats permettent d'avoir souvent des propriétés chimiques similaires à celles de TV-DV. Pour augmenter l'offre et la rétention en éléments nutritifs et donc améliorer la fertilité chimique, il serait intéressant de tester des granulométries plus fines du granulat (tamisage plus fin ou broyage) ou bien de le mélanger à des matériaux organiques à granulométrie plus fine. Craul & Lienhart (1999) conseille ainsi d'utiliser des composts de taille de particules inférieures à 13 mm pour un horizon végétalisé de sol construit, et indique qu'une taille supérieure à 25 mm est trop défavorable à l'installation d'une strate herbacée. Graceson et al. (2014) ont ainsi montré que la capacité de rétention en eau d'un compost de déchet vert était augmentée de 57 % (39,93% v/v pour un compost de taille de particules 0-10mm contre 25,40 % v/v pour un CDV de taille de particules 10-25 mm). Enfin, l'EC semble être un matériau neutre (pas de modification de pH, CE, teneur en azote et phosphore des substrats et des teneurs en éléments nutritifs de l'eau des pores),

mais réduit proportionnellement les teneurs en éléments échangeables nutritifs des complexes argilo-humiques et de la dissolution des minéraux.

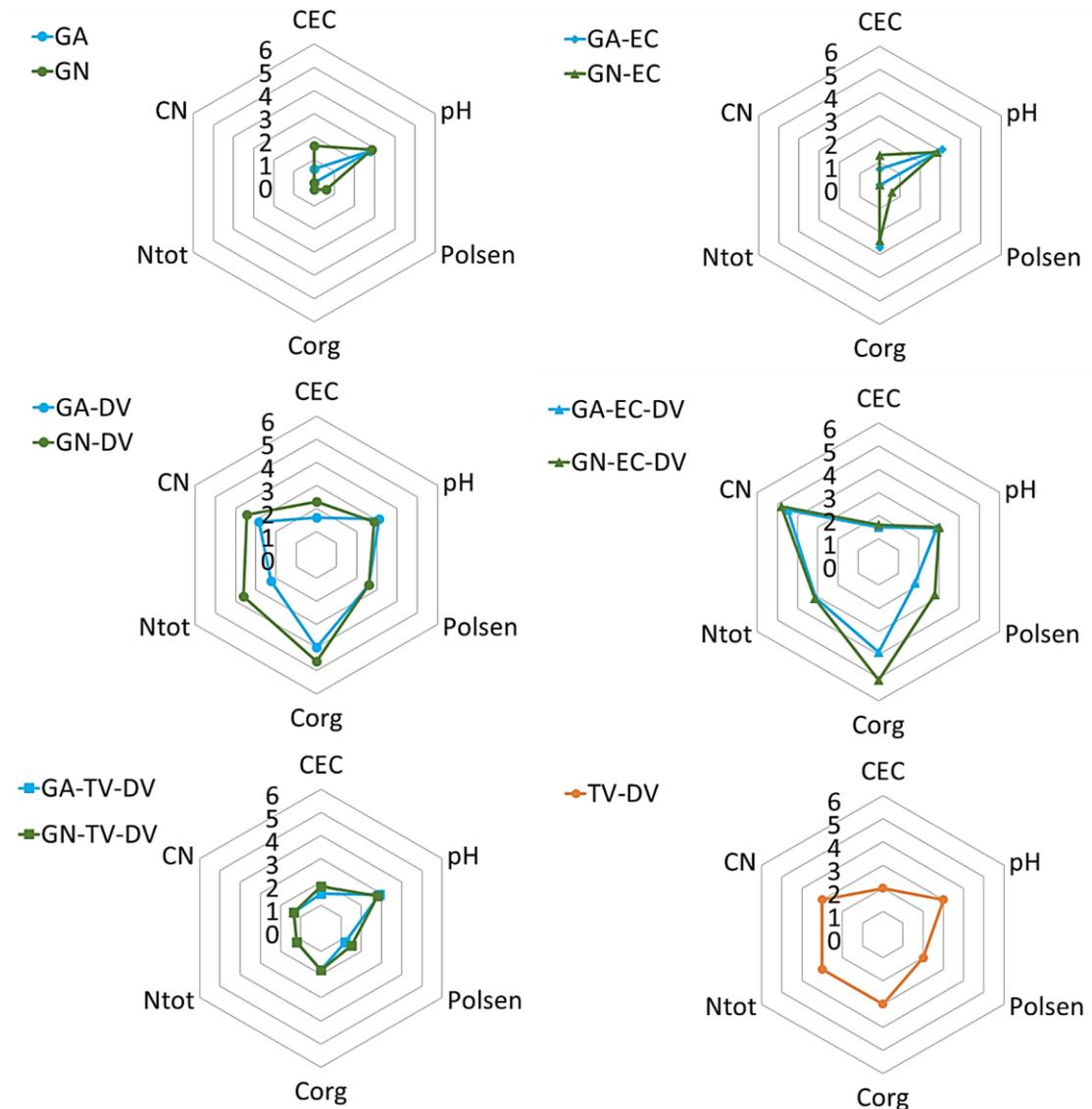


Figure 45 : Synthèse des paramètres physico-chimiques des substrats, selon une échelle qualitative proportionnelle, basée sur celle du projet SITERRE (Damas & Coulon, 2016). En bleu les modalités avec GA et en vert celles avec GN, ainsi que la modalité TV-DV en orange. Polsen: Concentration de phosphore (Olsen); CEC: capacité d'échange cationique; Corg: Teneur en carbone organique; Ntot: teneur en azote total. CN: ratio de la teneur en carbone organique sur la teneur en azote total.

4.2.6. Développement du couvert herbacé des substrats

4.2.6.1. Résultats globaux du développement herbacé

Les graines de ray-grass ont émergé dans tous les pots dans les 8 jours suivant le semis. Onze jours après le semis, le recouvrement (visuel) était de 75-100 % dans la majorité des pots des modalités GA, GN, GN-DV, GN-EC, GN-TV-DV et GA-TV-DV (Figure 46 et Annexe 27). En revanche le recouvrement était faible (5-25 %) pour GA-EC-DV et GN-EC-DV, et intermédiaire pour GA-DV et GA-EC. Enfin, à l'issue de la culture, des racines très fines ont été observées sur les bords et au fond de chaque pot (Annexe 28), indiquant une exploration complète du substrat par les racines poussant même à travers la géomembrane.



Figure 46 : Illustration du développement du ray-grass après un mois de suivi

Le ray-grass a été coupé avant qu'il n'atteigne le stade reproductif. Les résultats de biomasse herbacée totale (coupe à J+39 et J+67) varient entre 1,15 et 23,95 g de matière sèche par pot (MS) donc entre 25,42 et 529,41 g.m⁻² (Figure 47 ; les données de chaque coupe sont présentées en Annexe 29). Les hauteurs du *L. perenne* sont très variables entre les modalités, et se situent entre 12,6 et 41,4 mm 37 jours après semis (avant la première coupe), et entre 9,4 et 43,8 mm 61 jours après semis (Figure 48 ; les résultats des tests de comparaison

inter-modalités sont présentés en Annexe 30). La hauteur maximale mesurée est de 41 cm pour TV-DV au bout de 37 jours, ce qui est comparable au ray-grass de 45 cm de Arienzo, Adamo, & Cozzolino (2004) après 63 jours sur un sol témoin. *L. perenne* peut toutefois atteindre jusqu'à 60 cm (Moore, Sanford, & Wiley, 2006). Enfin, les parties aériennes de *L. perenne* contiennent de 7,27 à 23,0 g.kg⁻¹ de MS pour l'azote (i.e., 0,73 à 2,30 %) (Annexe 31), ce qui est satisfaisant puisque ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles de Gislum & Griffith (2005) ayant obtenu entre 1 et 3 % de N_{tot} après 36 jours dans des conditions optimales en solutions nutritives.

Les températures sous serre étaient globalement entre 25 et 30°C, avec un minimum et un maximum de 17,6°C et 45°C respectivement (Annexe 32). Les températures importantes en fin de suivi ont pu limiter la croissance herbacée de *L. perenne*, optimale entre 20 et 25°C (Moore et al., 2006), ce que pourrait étayer également les teneurs en eau du ray-grass plus faibles à la seconde coupe (de 1,09 à 4,02 g d'eau.g⁻¹ de MS, contre de 0 à 7,88 g d'eau.g⁻¹ de MS à la première coupe). En outre, la coupe à J+39 a peut-être influencé le développement du ray-grass : par exemple les résultats de hauteur de GA-DV et de GN-DV sont respectivement devenus meilleurs que ceux de GA-TV-DV et GN-TV-DV après la coupe.

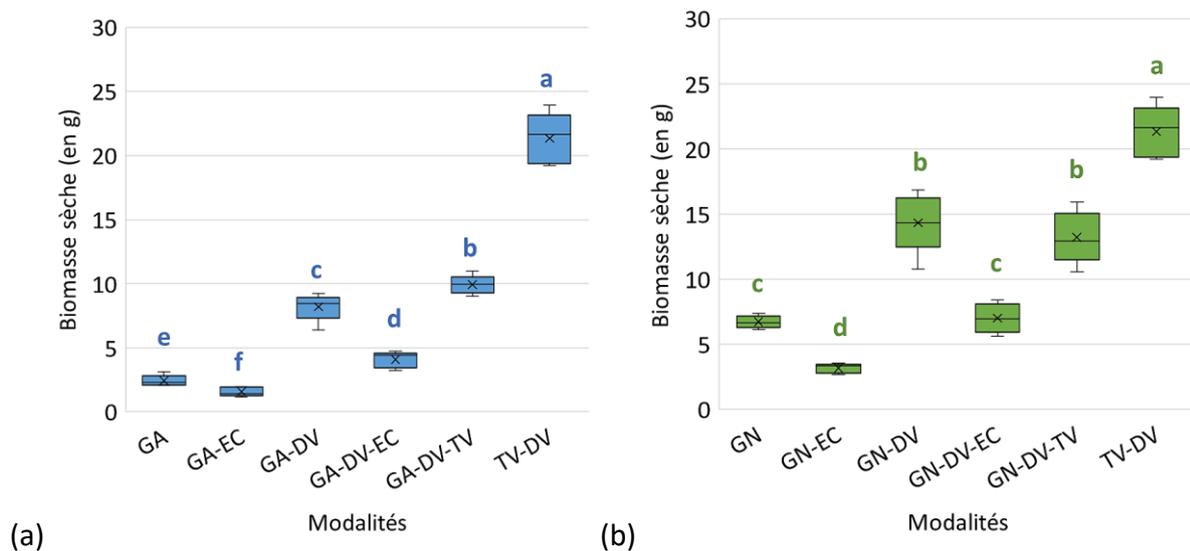
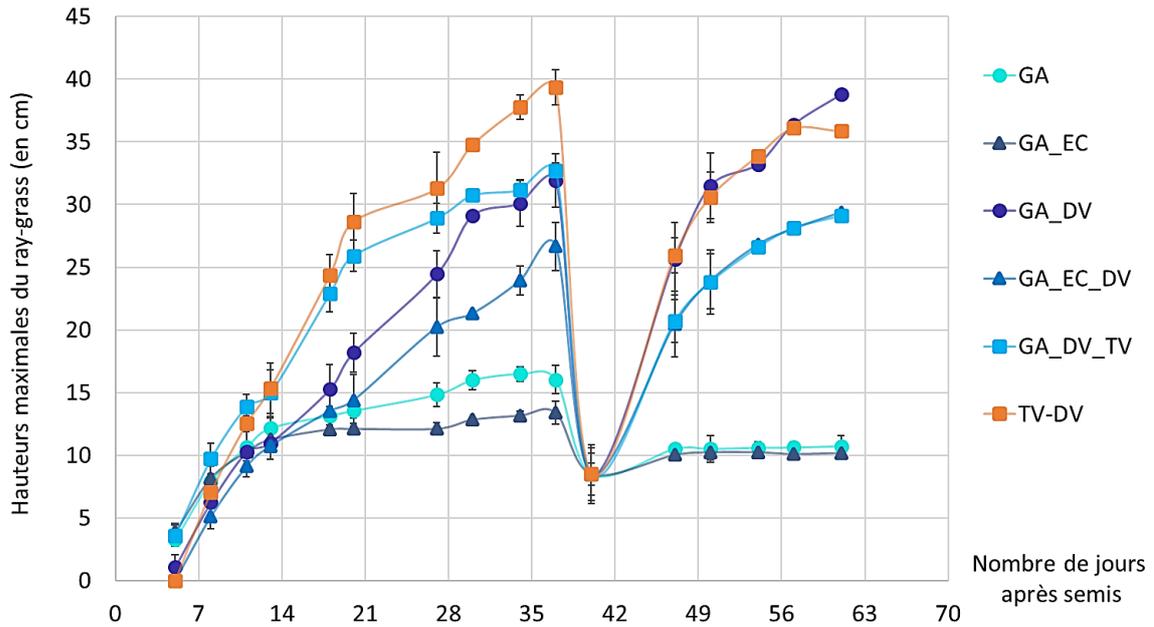
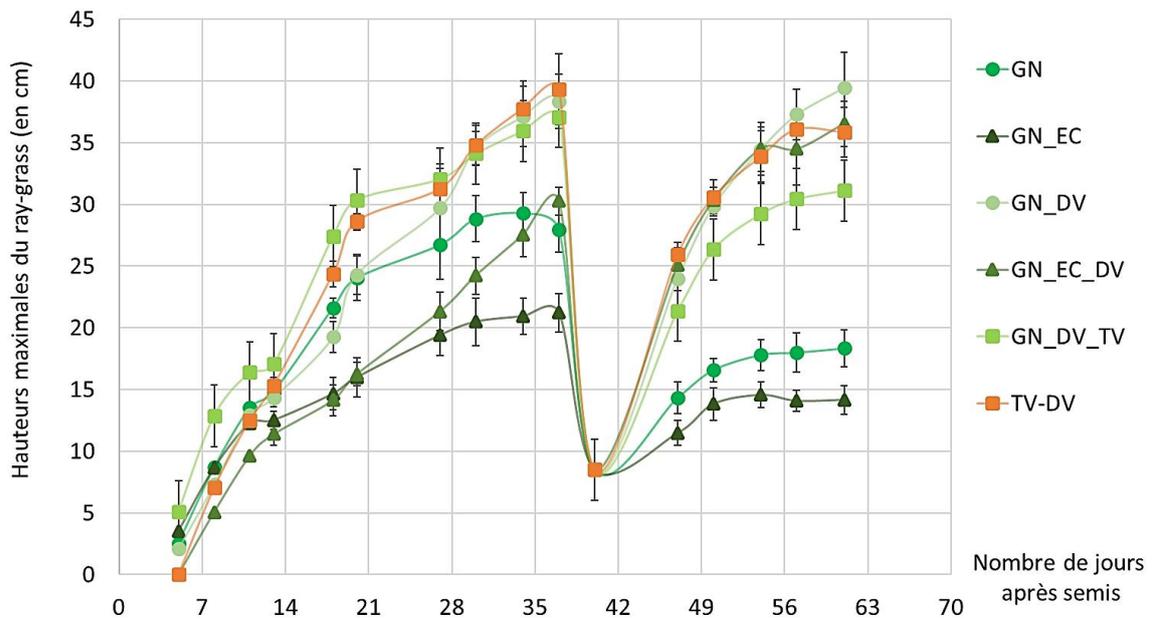


Figure 47: Production de biomasse sèche aérienne de *Lolium perenne* (en g de poids sec) pour les modalités avec (a) GA et (b) GN, ainsi que pour TV-DV ($n = 5$ répétitions par modalité). Les différences significatives entre modalités sont indiquées par des lettres minuscules différentes



(a)



(b)

Figure 48 : Evolution de la hauteur maximale de *Lolium perenne* au cours du suivi pour (a) les modalités avec le granulat GA ainsi que TV-DV et (b) pour TV-DV et les modalités avec le granulat GN (moyenne \pm ET, en centimètres ; $n = 5$ répétitions avec 3 individus par pots, soit $n = 15$ par courbe).

4.2.6.2. Développement du ray-grass poussant sur des granulats seuls

Le développement de *L. perenne* sur les granulats seuls (GA et GN) est limité en termes de hauteurs et biomasses, qui sont très inférieurs à celles de TV-DV (Figures 47, 48, Annexe 29, 30). Des stagnations des hauteurs de GA et GN apparaissent à partir de 7 jours avant la

première coupe. Après la germination, le développement du ray-grass sur du GA seul est rapidement réduit par rapport à celui poussant sur le GN seul, avec des hauteurs et biomasses significativement plus faibles. Par ailleurs, la somme des biomasses est de 36,7 g pour l'ensemble des formulations avec GA (unitaire, binaire, ternaire), et de 62,7 g pour celles avec GN i.e., 1,7 fois plus. La proportion de GA est effectivement corrélée significativement et négativement avec les hauteurs et les biomasses herbacées avant chaque coupe (Annexe -33), indiquant que ce matériau limite la croissance du ray-grass. Aucune corrélation n'a été obtenue entre ces variables et GN, qui ne favorise ni ne limite nettement le développement quantitatif du ray-grass. Ainsi, pour un suivi de dix semaines, des substrats uniquement à base de granulats de sous-couches routières prélevés sous une voirie descellée ne peuvent assurer un développement herbacé quantitatif comparable à celui obtenu avec un mélange de terre amendée (TV-DV) généralement utilisé pour reconstituer un sol fertile après descelllement.

Concernant maintenant la composition du ray-grass, celui développé sur GA présente des teneurs en macroéléments N, P, K plus faibles que celui ayant poussé sur GN, mais des teneurs similaires ou plus élevées pour les autres éléments quantifiés (Al, Ca, Fe, Mg, Mn, Na, Zn) (Annexe 31). Les teneurs en Al, Ca, Fe, Mg, N du ray-grass des modalités GA et GN sont significativement plus élevées ou égales à celles du ray-grass de TV-DV. En revanche, le ray-grass de GA présente des teneurs en K, Na, P et Zn pour GA, et en Mn, Na et Zn pour GN, significativement inférieures à celles de TV-DV. Ainsi, les teneurs en P et K du ray-grass sur GA, deux macroéléments importants, peuvent être réduites par rapport TV-DV, impliquant de potentielles carences pour le ray-grass ou un ray-grass de moindre qualité. Ainsi, le granulat seul comme substrat ne semble donc pas permettre une absorption d'eau et d'éléments nutritifs suffisante pour le ray-grass, surtout pour GA, en cohérence avec les conclusions précédentes tirées des paramètres hydro-physiques et chimique.

Dans la littérature, les effets de sols descellés pour la croissance des plantes n'ont été étudiés qu'au travers de suivis *in situ* utilisant des horizons excavés plus profondément (> 50 cm de profondeur) donc moins impactés par le scellement, et avec un couvert arbustif irrigué quotidiennement (Ugolini et al., 2020) ou une colonisation spontanée (Renella, 2020).

4.2.6.3. Développement du couvert herbacé sur les mélanges avec compost

Les biomasses sèches du ray-grass des modalités binaires (GA-DV, GN-DV) et ternaires (GA-TV-DV, GN-TV-DV) sont toujours plus élevées que celles pour GA ou GN seuls, respectivement (Figure 49). Le DV augmente la biomasse d'un facteur 3 entre GA et GA-DV et d'un facteur 2 entre GN et GN-DV. Les hauteurs herbacées sont significativement plus élevées à partir de J+18 jours et J+27 jours après semis pour les modalités binaires et ternaires avec GA et avec GN respectivement (Figure 48 et Annexe 30). Il y a effectivement une corrélation positive entre la proportion de DV et de TV et les résultats de biomasse et hauteur de *L. perenne* avant chaque coupe (Annexe 33). L'usage de DV pourrait également avoir amélioré la production de racines, comme l'a montré Fourvel (2018).

L'apport de DV seul conduit aux meilleures performances de hauteurs herbacées. L'apport de TV et de DV améliore aussi la biomasse et les hauteurs des modalités, de façon un peu moindre pour celles avec GA. Avant chaque coupe, les hauteurs des modalités binaires ou ternaires sont similaires à celles de TV-DV (Figure 48, Annexe 30). Aucune formulation ne produit significativement autant de biomasse sèche que la modalité TV-DV. Les biomasses de ray-grass obtenu pour GA-DV et GA-DV-TV sont entre 142 et 243 g.m⁻² de MS, et celles de GN-DV et GN-TV-DV sont entre 185 et 372 g.m⁻² de MS, ce qui est similaire à la biomasse aérienne obtenue par Fourvel (2018) au bout de 62 jours sur des sols construits avec des sédiments et du DV en conditions de serre (entre 0 et 200 g.m⁻² de MS). La biomasse herbacée qu'il avait obtenue avec de la terre amendée au DV était toutefois plus faible (170 g.m⁻² de MS) que celle obtenue dans cet essai de 469 g.m⁻² de MS.

L'incorporation du DV (GA-DV et GN-DV) augmente d'un facteur deux les teneurs en N du ray-grass, permettant d'obtenir des teneurs statistiquement similaires à celles de TV-DV. Les teneurs en N sont également augmentées pour GA-TV-DV et GN-TV-DV, mais significativement moins que GA-DV et GN-DV. L'incorporation de DV augmente significativement les teneurs du ray-grass en Al, Ca, Na, P. Le ray-grass de GA-TV-DV présente toutefois des teneurs en K significativement inférieures à celles de TV-DV.

4.2.6.4. Effet de l'enrobé concassé sur le développement herbacé

La biomasse herbacée est significativement plus faible avec EC, avec ou sans DV et quel que soit le granulat (Figure 47). Ensuite, les hauteurs du ray-grass sur GA-EC et GN-EC sont similaires à GA ou GN seuls (Figure 48 et Annexe 30). Les hauteurs pour GA-EC-DV sont significativement plus faibles que celles pour GA-DV à partir du 18^e jours après semis. Les hauteurs pour GN-EC-DV sont significativement plus faibles que celles de GN-DV avant la coupe de mi-suivi ; mais par la suite, les hauteurs de ces deux modalités sont similaires. La proportion de EC est négativement, mais faiblement, corrélée avec la hauteur et la biomasse herbacée après chaque coupe (Annexe 33). L'incorporation de EC ne modifie pas de manière significative les teneurs du ray-grass en K, Al, Fe, Zn et N entre les mélanges binaires et ternaires (Annexe 31). Les teneurs du ray-grass en Mn et Na sont réduites dans les mélanges ternaires, tandis que celles en Ca, Mg et P sont plus élevées. Cela est cohérent avec les analyses des substrats, montrant que l'EC n'impacte pas les résultats de pH, CE, teneur en P_{sol} et N_{tot}, mais réduit proportionnellement la CEC et certaines teneurs en éléments échangeables.

En conclusion, la réduction du développement quantitatif et qualitatif du ray-grass par l'incorporation d'EC est probablement due à un effet physique (réduction du volume de fractions fines favorable à la prospection racinaire) couplé à une réduction proportionnelle de la rétention en eau et des teneurs en éléments nutritifs. Ces effets sont accrus pour les mélanges avec GA, présentant également des caractéristiques physico-chimiques limitantes.

4.2.7. Analyse bivariée et multivariée du développement herbacé et de la fertilité des substrats

Pour chaque coupe, les biomasses sèches et hauteurs herbacées sont positivement et significativement corrélées et une relation linéaire significative est mise en évidence (Annexes 33, 34). Pour les deux coupes rassemblées, la régression linéaire est également significative, mais le coefficient de détermination R² de qualité du modèle est très faible (faible part de la variance totale des données expliquée). Une régression des moyennes des hauteurs et biomasses totales permet de classer les performances des différentes formulations (Figure 49). Le mélange TV-DV est éloigné des autres modalités, avec des biomasses et hauteurs importantes. La modalité GN-DV fournit le meilleur développement herbacé après TV-DV. Les

mélanges avec DV, avec ou sans TV, sont ceux qui présentent le meilleur développement, mais ceux avec TV présentent une meilleure corrélation biomasse-hauteur (données idéalement situées sur la droite de régression). Les substrats GA, GA-EC, GN, GN-EC, GA-EC-DV sont moins, voire nettement moins performants, en cohérence avec les résultats présentés précédemment. Les modalités GA-DV, GN-DV, GA-EC-DV, GN-EC-DV, GA-EC, GN-EC et TV-DV sont situées en dehors de la droite. Cela pourrait être dû à une levée réduite, ou hétérogène, ou à la fertilité proportionnellement réduite par l'incorporation d'EC.

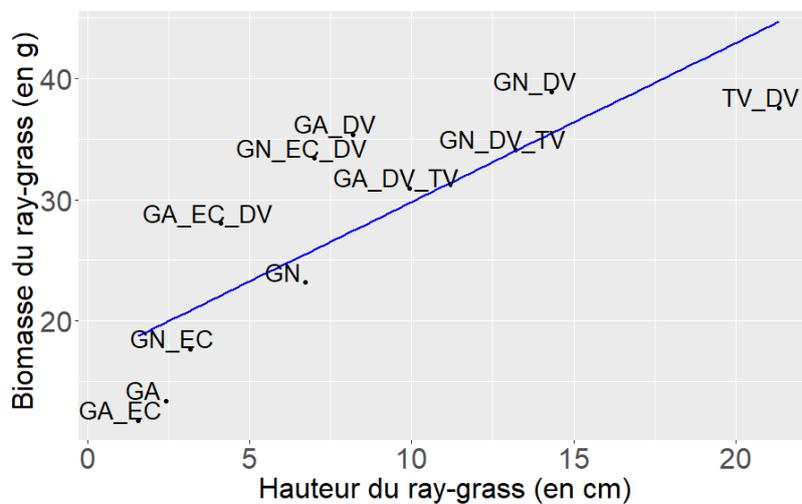


Figure 49: Régression linéaire de la biomasse sèche totale moyennée du ray-grass (en g) en fonction de la hauteur maximale moyennée du ray-grass (en cm), pour chaque modalité (données des deux coupes rassemblées).

Des analyses en composantes principales (ACP) ont permis de discriminer les modalités étudiées et les effets des différents matériaux sur les paramètres de fertilité des substrats et du développement végétal associé (Figures 14 et 15). Pour chaque type de granulat, une ACP a été réalisée pour les paramètres de fertilité chimique et de développement herbacé quantitatif, et une ACP est dédiée au développement végétal qualitatif et quantitatif. Pour chacune de ces quatre ACP, les deux premiers axes expliquent entre 68 et 77 % de la variance totale, ce qui est satisfaisant. La structuration dégagée par les ACP est en cohérence avec les résultats montrés précédemment. Pour les deux ACP de la fertilité des substrats tout d'abord, plusieurs variables chimiques ainsi que les biomasses et hauteurs herbacées sont regroupées sur la partie positive de l'axe 1. Logiquement associé à ces variables, le mélange TV-DV se distingue des autres modalités (pas de superposition des individus). Les individus des

modalités GA-DV et surtout de GN-DV sont les plus proches de ceux de TV-DV. Les formulations sans DV sont regroupées à l'opposé, tandis que les formulations ternaires présentent une position intermédiaire. Ensuite, pour les deux ACP du développement qualitatif et quantitatif herbacé, les mêmes regroupements des modalités sont obtenus. Les modalités sans DV sont associées à des teneurs massiques faibles en N, P, Na, Mn, Zn, S, dans les parties aériennes de *L. perenne*, et inversement pour les formulations avec DV et TV-DV. Les éléments N, P, K sont nécessaires à la nutrition végétale, en plus grandes quantités que les autres éléments. Les teneurs cohérentes en macroéléments N et P des substrats et des ray-grass expliquent la biomasse et les hauteurs maximales obtenues, contrairement à la teneur en K, peu discriminante surtout pour les formulations avec GN.

En conclusion, le développement quantitatif et qualitatif des parties aériennes du ray-grass reflète la fertilité agronomique des substrats expérimentaux, et permet d'évaluer la contribution des différents matériaux. Globalement, l'analyse comparative des résultats du développement du ray-grass témoigne de l'effet positif de l'apport de DV, seul ou avec TV. Au contraire, le GA et l'EC limite le développement du ray-grass, par rétention d'eau et fertilité chimique très faibles. Ainsi, la qualité et quantité de ray-grass augmente avec la diminution des fractions grossières et avec l'augmentation de la fertilité chimique intrinsèque des matériaux. Bien que le DV ait présenté certaines limites (e.g., pH très élevé qui donne un substrat de pH supérieur à la gamme optimale pour une végétalisation), il constitue le facteur majeur déterminant la nutrition et la croissance du *L. perenne*. Un apport d'un tiers de DV à du granulat de voirie descellée permet un développement herbacé proche de celui permis par un mélange classiquement utilisé en aménagement urbain (TV-DV). Le fait de couper le ray-grass - comme réalisé en gestion des espaces verts - différencie le développement herbacé en faveur des mélanges binaires de granulat et compost par rapport aux formulations avec terre et compost.

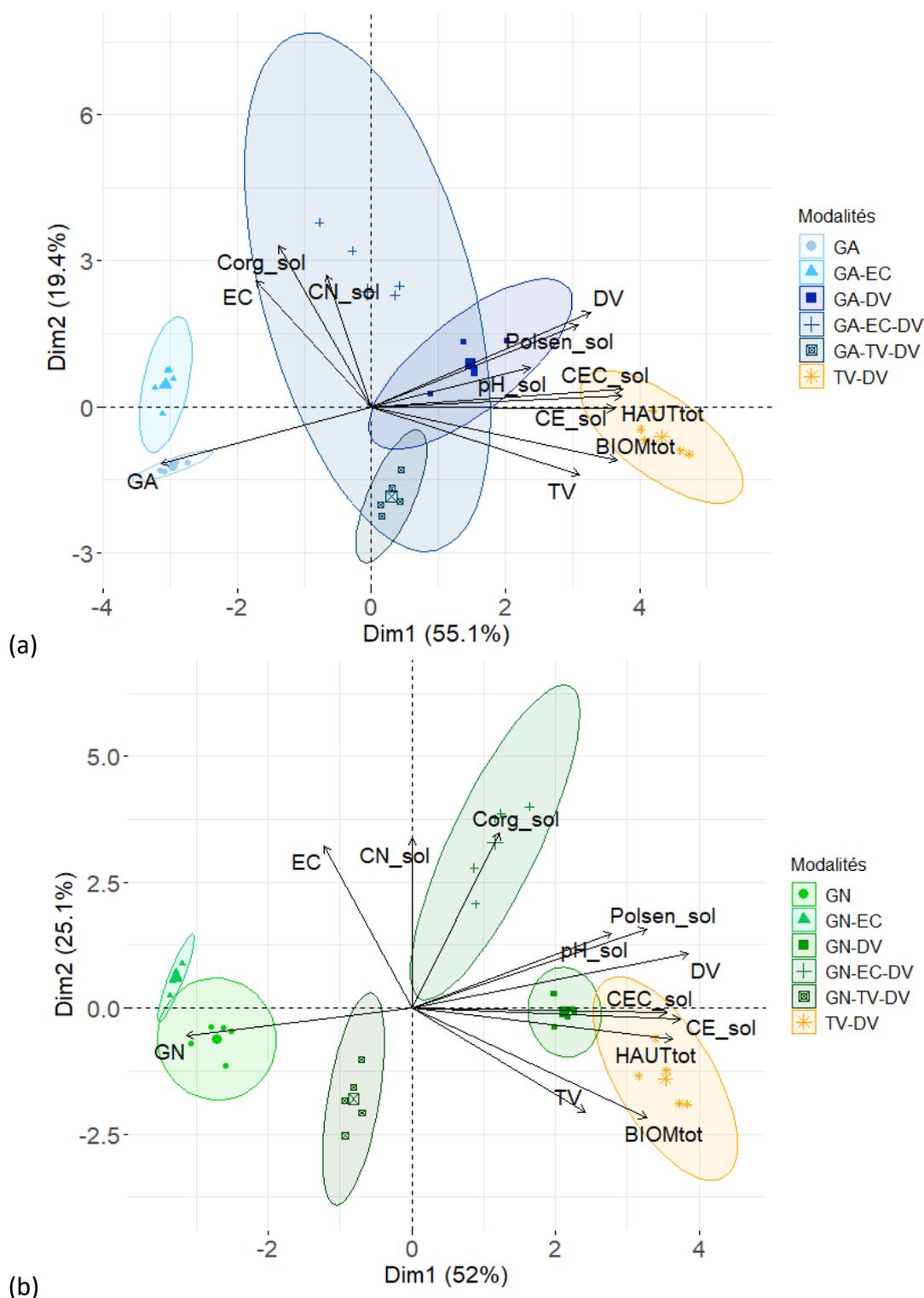


Figure 50: Projections des individus et des variables dans le plan de l'analyse en composantes principales (ACP), pour la fertilité chimique des substrats et le développement du ray-grass des modalités avec (a) GA et (b) GN. GA, GN, EC, DV, TV sont les variables de proportion de chaque matériaux. Les variables de fertilité caractérisant les substrats sont : pH_sol : pH; CE_sol : Conductivité électrique; Polsen_sol : Concentration de phosphore (Olsen); CEC_sol : capacité d'échange cationique; Corg_sol : Concentration de carbone organique; CN_sol : ratio de la teneur en carbone organique sur la teneur en azote total. Les variables caractérisant le développement des parties aériennes du ray-grass sont : BIOMtot : biomasse sèche (addition des biomasses de chaque coupe) ; HAUTtot : hauteurs (addition des deux mesures avant chaque coupe).

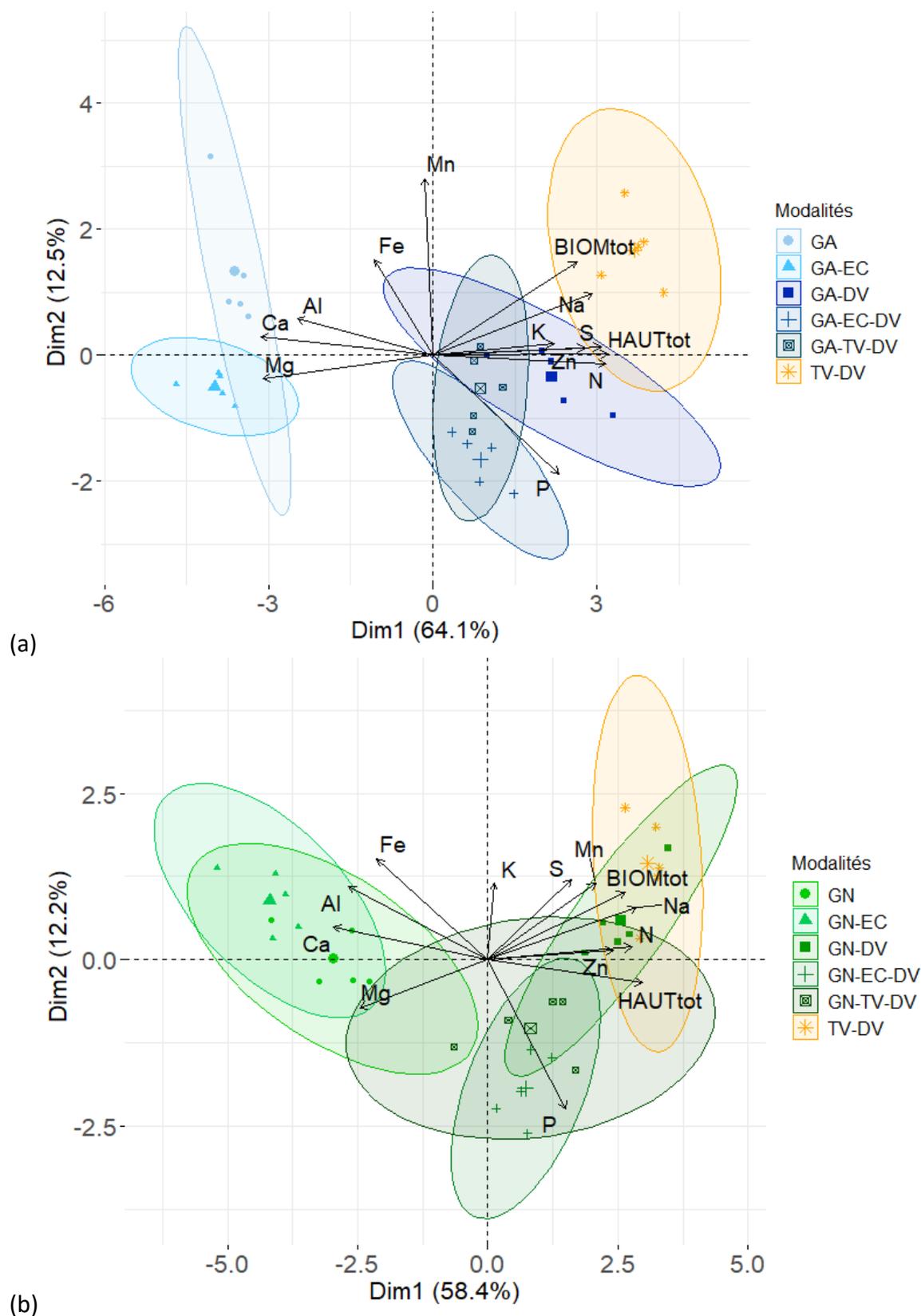


Figure 51: Projections des individus et des variables caractérisant le développement quantitatif et qualitatif du ray-grass dans le plan de l'analyse en composantes principales (ACP) pour les modalités avec (a) GA et (b) GN. BIOMtot: biomasses sèches totales. HAUTtot: hauteurs totales. Teneurs des parties aériennes du ray-grass en Al, Ca, Fe, K, N, Na, Mg, Mn, P, S, Zn

4.3. Innocuité de substrats à base de granulats de voirie et d'enrobé bitumineux concassé

4.3.1. Niveau de contamination

Les teneurs en éléments traces métalliques (ETMs) ont été vérifiées puisque la contamination des sols en ETMs peut poser des risques pour la santé humaine et les écosystèmes (Valentin, 2018). Avant le suivi, les teneurs en ETMs quantifiées dans les granulats de sous-couche routière (matériau principal), la terre végétale et le compost de déchets verts sont négligeables (Tableau 21). Les teneurs des deux premiers matériaux respectent les valeurs seuils du Guide français pour la valorisation hors site des terres excavées dans les projets d'aménagement (Coussy et al., 2020) et se trouvent dans la gamme de valeurs ordinaires pour les sols français (Baize, 2000). Les teneurs du compost respectent la norme française pour les milieux de culture (NF U44-551, AFNOR, 2002). Ainsi, les granulats de voiries descellées ne présentent pas de risque pour ces contaminants pour une utilisation en substrats. Ceci est cohérent avec la littérature montrant que la contamination en ETMs des sols scellés n'est pas forcément plus élevée que dans les sols ouverts (e.g., l'étude polonaise de Charzyński et al. (2017).

Tableau 21 : Teneurs en métaux-traces des matériaux caractérisés avant le suivi (moyenne \pm ET, en mg.kg⁻¹ de sol sec). Les cases en gris indiquent que les paramètres n'ont pas été mesurés

Matériau	Granulat de voirie	Granulat de voirie	Compost de déchets verts	Terre végétale
Origine	Site A-SBA	Site N-PSM	Commercial	Commercial
Zn (mg.kg ⁻¹)	65 \pm N.C.	154 \pm N.C.	154 \pm 23	39,2 \pm N.C.
Pb (mg.kg ⁻¹)	15,8 \pm N.C.	67,3 \pm N.C.	27,9 \pm 4,2	24,6 \pm N.C.
Cu (mg.kg ⁻¹)	42,8 \pm N.C.	7,4 \pm N.C.	26,9 \pm 3,2	9,9 \pm N.C.
Se (mg.kg ⁻¹)			<1,5	
Ni (mg.kg ⁻¹)			10,5 \pm 1,6	
Hg (mg.kg ⁻¹)			<0,2	
Cr (mg.kg ⁻¹)			21,1 \pm 5,3	
Cd (mg.kg ⁻¹)			0,29 \pm 0,06	
As (mg.kg ⁻¹)			6,67 \pm 1,67	

Ensuite, la contamination potentielle par des revêtements bitumineux tels que des enrobés routiers constitue un obstacle à la réutilisation de ces matériaux particuliers dans des substrats ou dans des sols construits (Nikiforova et al., 2020). En effet, il s'agit d'un matériau organique dérivé du pétrole qui contient donc différents types d'hydrocarbures, et sur lequel peuvent se déposer des substances chimiques générées par le trafic routier (e.g., huiles lubrifiantes, carburants). Seize hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont notamment classés comme prioritaires pour leur toxicité (cancérigènes, mutagènes) et leur persistance dans l'environnement par diverses instances internationales, telles que le Centre International pour la Recherche sur le Cancer (CIRC) de l'Organisation Mondiale de la Santé ou encore l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (US-EPA) (Valentin, 2018). Les teneurs de ces 16 HAP prioritaires quantifiés dans l'enrobé concassé (EC) sont inférieures à $0,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ de matériau sec (MS), et les teneurs en HCT sont de 220 mg.kg^{-1} de MS, avec principalement des fractions lourdes C21-C40 (Annexe 35). L'EC est donc majoritairement constitué de chaînes de carbone aliphatiques lourdes, stables et hydrophobes, limitant le risque de lixiviation. Les teneurs en hydrocarbures sont conformes à la législation française pour un usage routier (CEREMA, 2016) (Annexe 35). Dans la littérature, des résultats parfois contradictoires sont trouvés sur la potentielle contamination en hydrocarbures par des enrobés bitumineux dans des Technosols ekranics. Mendyk & Charzyński (2016) ont montré en Pologne que les teneurs de 17 HAP dans les 10 premiers centimètres du Technosol sous-jacents aux revêtements bitumineux étaient inférieures à celles mesurées en sol ouvert le long de routes à la même profondeur, et supposent que l'imperméabilisation empêchait la contamination apportée par le ruissellement pluvial urbain et par dépôts directs. En revanche, Nikiforova et al. (2020) ont obtenu des teneurs en HAP plus élevées sous la chaussée que dans les sols ouverts et ont aussi montré que les teneurs diminuent avec la profondeur, le long de profils de Technosols. Ainsi, certaines particules d'enrobé peuvent avoir été transférées dans le matériau sous-jacent au revêtement bitumineux, directement ou *via* l'eau ou la poussière s'écoulant à travers les fissures de la chaussée. Toutefois, les enrobés étudiés présentaient des teneurs généralement plus élevées en HAP que l'enrobé utilisé dans notre expérimentation (e.g., environ 5 mg.kg^{-1} de fluorène i.e., 10 fois plus, ou encore $6,6 \text{ mg.kg}^{-1}$ de phénanthrène, i.e., 7 fois plus). De plus, la somme des teneurs moyennes des HAP quantifiés atteignait $93,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ de MS, plus que la teneur française autorisée dans les enrobés de voirie. Les deux études ont obtenu des teneurs en HAP

dans les sols qui ne dépassaient pas le seuil français, mais qui dépassaient parfois les seuils polonais plus stricts.

Enfin, jusqu'au début des années 90, certaines couches de roulement de voirie ont été réalisées avec des enrobés bitumineux contenant des fibres d'amiante à une teneur d'environ 1 % de la MS (Comité de Pilotage national « Travaux Routiers - Risques Professionnels », 2013), fibres considérées comme dangereuses pour l'être humain (décret n°2012-639 du 4 mai 2012 relatif aux risques d'exposition à l'amiante (Légifrance, 2012)). Les analyses montrent que l'EC utilisé, datant d'une vingtaine d'années, ne contient aucune fibre d'amiante (Annexe 36).

4.3.2. Evaluation de la lixiviation d'éléments traces métalliques

L'incorporation d'EC dans les mélanges ne modifie pas significativement les teneurs en éléments nutritifs et métalliques de l'eau des pores (Annexe 26). Le seuil pour l'arsenic (As) (Tableau 22 et Annexe 26) est toutefois dépassé lors de la première session d'échantillonnage (phénomène de first-flush), uniquement pour des modalités avec DV, bien que ce matériau ne dépasse pas la valeur seuil française pour les substrats organiques (norme NF U44-051). Cela pourrait être expliqué par les pH > 8 obtenus, qui rendent l'As plus disponible (HCSP, 2022). Le mélange de TV-DV nous servant de comparaison dépasse légèrement les valeurs seuils pour le Cu (Tableau 22) pour l'un des répliques lors de la première session d'échantillonnage. Bien que nous n'ayons pas utilisé de méthode de lixiviation normalisée, les modalités testées ne conduisent globalement pas à une lixiviation d'ETMs dépassant les valeurs seuils. Les concentrations en ETMs obtenues se situent dans les mêmes gammes faibles que celles de Barraud & Sibeud (2018) comprises entre 1 et 100 $\mu\text{g.L}^{-1}$ pour Cr, Ni, Pb, Cu, Zn ou Co dans les eaux de ruissellement de parkings avec revêtement hydrocarboné. Nos résultats sont cohérents avec la littérature (e.g., Brantley & Townsend (1999) ou la review de Kriech & Osborn (2022)) montrant que le lessivage d'EC ou de liant bitumineux ne relargue pas d'ETM ou d'HAP à des niveaux supérieurs aux niveaux réglementaires, avec des concentrations inférieures aux limites de détection ou aux limites instaurées par la Commission Européenne (1998) pour l'eau potable, même avec de l'EC de granulométrie plus fine que celle utilisée (e.g., <4 mm pour Legret et al. (2005)). Comme nous avons utilisé un EC exposé *in situ* à des facteurs naturels de dégradation pendant une vingtaine d'années (e.g., oxydation thermique,

ultraviolets, pH, lixiviation), nos résultats pourraient différer de ceux d'un enrobé neuf ; toutefois Brandt & de Groot (2001) ont montré que les résultats sont similaires entre liants bitumineux ou enrobés neufs ou anciens.

Tableau 22 : Valeurs de la teneur en éléments traces métalliques (ETMs) dans la solution du sol et comparaison avec un seuil officiel et avec la littérature. N.C.: non communiqué

ETM	Gamme des concentrations en ETM dans la solution du sol (mg.L ⁻¹)	Valeur seuil (mg.L ⁻¹) de l'article 32 du décret 02/02/1998 - valeurs limites de concentration pour les rejets d'activités industrielles dans les eaux de surface	Gamme de concentration de solution de sol non contaminé (mg.L ⁻¹) de l'étude de Kabata-Pendias (2000)
Pb	< valeur seuil	0,1	0,0006-0,063
Cu	Dépassement de la valeur seuil pour TV-DV mais unique et faible	0,15	0,0005-0,135
Cr	< valeur seuil	0,1	0,0004-0,029
Ni	< valeur seuil	0,2	0,003-0,15
Zn	< valeur seuil	0,8	0,001-0,750
Cd	< valeur seuil	0,025	0,00001-0,005
As	Les formulations suivantes dépassent la valeur seuil : GA-DV, GN-DV, GA-CA-DV, TV-DV	0,025	N.C.

4.3.3. Evaluation de la contamination en éléments traces métalliques dans les parties aériennes de *Lolium perenne*

Les analyses des matériaux seuls ne mettent pas en évidence d'enjeux pour les teneurs en ETMs, les teneurs étant similaires entre celles de TV-DV et les modalités tests. Seuls les teneurs en Cr, Cu, Zn dans les parties aériennes de *L. perenne* sont un peu plus élevées, mais les concentrations de Cu et Zn sont inférieures à celles du ray-grass poussant sur le sol agricole témoin de l'étude de Arienzo et al. (2004) par exemple (< 10,1 mg.kg⁻¹ de masse sèche de Cu, 0,2 mg.kg⁻¹ de Pb, et 79 mg.kg⁻¹ de Zn). Il n'y a pas eu de différences significatives entre les modalités avec et sans EC sur les teneurs en ETMs des parties aériennes du ray-grass.

4.4. Synthèse du chapitre

Dans le cadre d'une économie circulaire, notre suivi expérimental visait à évaluer la fertilité agronomique de substrats innovants formulés à base de granulats de voirie, pour assurer le développement d'un ray-grass, tout en évaluant les risques environnementaux et sanitaires.

Les paramètres choisis ont permis d'évaluer la contribution des différents matériaux à la nutrition végétale. Le développement herbacé dépend de la composition des substrats testés (Figure 52). L'utilisation de GA et d'EC limite le développement herbacé, dû à leur nature minérale et grossière qui induit une rétention d'eau et une fertilité agronomique médiocres, et seraient donc plus intéressants pour des horizons drainants. L'ajout de matières organiques à base de déchets pour améliorer ces caractéristiques dans des sols dégradés est une pratique bien documentée (Deeb et al., 2016). L'ajout de DV, seul ou avec de la TV, permet d'améliorer les propriétés et fonctions des substrats, de façon similaire ou légèrement inférieure à un mélange de terre amendée tel que classiquement utilisé en espaces verts. La quantité et qualité du ray-grass augmentent avec les fractions fines et la proportion de DV. A la suite de la coupe de la strate herbacée, comme cela est fait en gestion des espaces verts, la reprise de croissance du mélange binaire avec DV est plus importante que celle de la formulation ternaire avec TV et DV. Ainsi, les résultats sont en faveur de la réutilisation sur place de granulats de voirie descellée mélangés à un tiers de DV ou de TV-DV. Afin d'améliorer la nutrition chimique et hydrique du végétal, des granulométries plus fines des granulats ou d'autres amendements organiques devraient être testées.

Enfin, bien que nos essais ne consistent pas en des tests écotoxicologiques standardisés, ils permettent de vérifier le développement d'un raygrass sur des granulats et que l'incorporation d'EC ne pose pas de risque sanitaire et environnemental (Figure 52). Cependant, même avec du DV, la réutilisation de ce matériau limite les autres fonctions étudiées. D'autres suivis pourraient être réalisés pour évaluer plus précisément les effets de ce matériau et l'évolution in situ de telles formulations.

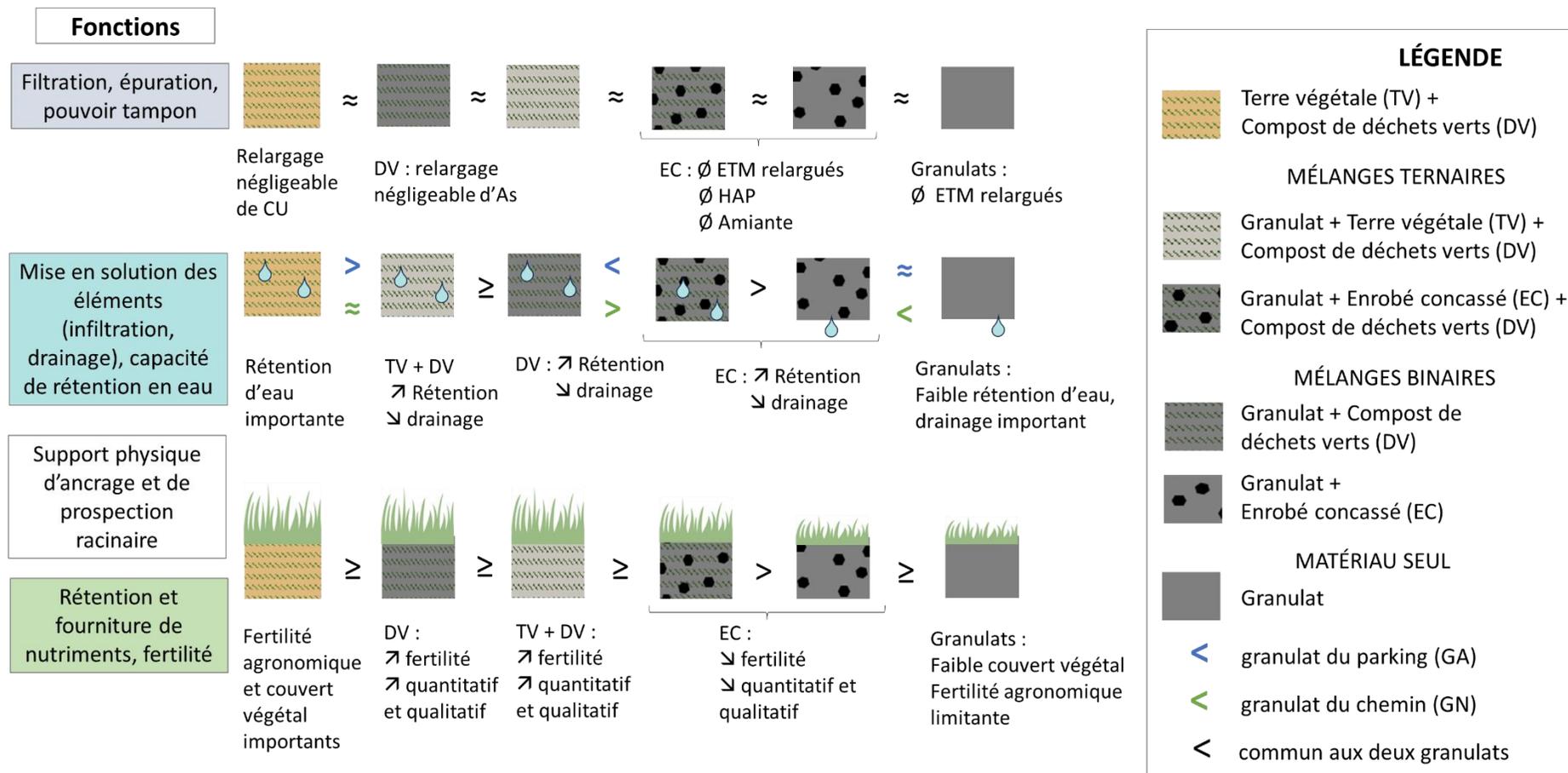


Figure 52: Représentation synthétique des résultats pour chaque fonction étudiée, avec la comparaison des formulations testées et les effets des matériaux, en lien avec leurs caractéristiques physico-chimiques. G : granulat du parking (GA) ou du chemin (GN). DV : compost de déchets verts. TV : terre végétale.

Chapitre 5. Suivi *in situ* pour évaluer les fonctions de modalités de sols descellés pour une végétalisation urbaine

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer les caractéristiques agropédologiques, les fonctionnalités et le début d'évolution de différents écosystèmes de sols descellés et de leur couvert herbacé. Ainsi ce chapitre vise à répondre aux questionnements suivants :

- (1) Quelles sont les caractéristiques des sols de voirie descellés étudiés ?
- (2) Des méthodes de descelllement économes en terre végétale présentent-elles le même potentiel qu'un sol reconstitué pour rendre des fonctions et services ?
- (3) Dans le cadre d'un réaménagement paysager urbain, quelles méthodes de descelllement sont les plus performantes pour rendre le sol multifonctionnel et fertile ?
- (4) Quelles sont les évolutions des propriétés et fonctions des sols descellés végétalisés ?

Pour répondre à ces questions, un suivi expérimental est réalisé sur les sites A-SBA (parking) et N-PSM (allée de parc), dont la mise en place et les modalités de descelllement testées ont été décrites dans la partie 3.1 des Matériels et Méthodes. Pour chaque site, il s'agit de comparer les modalités, puis de discuter des effets pédologiques, climatiques et d'ombrage. Ensuite, sera discuté l'évolution de l'état et des fonctions des sols descellés, en lien avec la saisonnalité. Les différentes fonctions étudiées sont précisées dans le tableau 23. Des indicateurs liés à la végétation ou à la faune ou communauté microbienne du sol sont utilisés comme indicateurs indirects du fonctionnement de l'écosystème sol.

Tableau 23: Fonctions principales étudiées dans le cadre de cette expérimentation

Compartiment	Végétation herbacée	Sol	Atmosphère
Fonctions étudiées	Réponse à la fertilité agronomique	Infiltration, drainage, rétention des eaux de pluie et des éléments en solution	Non étudié spécifiquement. Les paramètres associés à ce compartiment aident à la discussion des autres paramètres
	Habitat de biodiversité	Rétention et fourniture de nutriments, fertilité agronomique	
		Dégradation, recyclage des matières organiques	

5.1. Résultats

5.1.1. Compartiment sol

5.1.1.1. Température et humidité des sols

Pour A-SBA et N-PSM, les 2 sondes implantées au sein de chaque modalité de sol descellé permettent de mesurer la température, la teneur en eau volumique (TEV) et la conductivité électrique (CE) du sol, avec des corrélations inter-sondes pour ces trois variables (Annexe 37, et régressions linéaires en Annexes 38 et 39). Pour chaque variable, les résultats sont moyennés entre les deux sondes sur la même période du 23/11/2022 au 28/08/2023 (278 jours) (écarts-types moyens et maximums entre sondes en Annexe 40). Les valeurs moyennes, minimum et maximum de chaque variable sont indiquées dans le Tableau 24.

Tableau 24 : Valeurs moyennes (moy) et plage de valeurs minimales et maximales de la température, teneur en eau volumique (TEV) et conductivité électrique (CE) du sol, pour chaque site et modalité de sol. La période de suivi est du 24/11/2022 au 28/08/2023.

Site	Modalité	Température du sol (°C)		TEV (m ³ .m ⁻³)		CE (μS.cm ⁻¹)	
		Moy	Plage	Moy	Plage	Moy	Plage
A-SBA	MIN	14,86	0,6 - 29,7	0,035	0,014 - 0,063	0,007	0,03 - 1,4
	INT	15,09	0,7 - 30,0	0,026	0,003 - 0,049	0,006	0,2 - 1,1
	MAX	14,45	2,8 - 25,8	0,095	0,013 - 0,185	0,026	0,4 - 5,7
	REF	13,61	2,4 - 23,9	0,140	0,019 - 0,290	0,045	0,7 - 8,9
N-PSM	MIN	11,86	1,3 - 22,1	0,130	0,076 - 0,273	0,034	1,3 - 6,7
	INT	12,16	1,3 - 23,0	0,127	0,078 - 0,209	0,031	1,3 - 5,9
	MAX	12,03	2,0 - 22,7	0,238	0,072 - 0,327	0,125	5 - 18,8
	REF	11,84	2,3 - 22,7	0,219	0,057 - 0,344	0,097	2 - 17,7

Pour les deux sites, les températures d'air moyennes, maximales et minimales mensuelles se situent légèrement au-dessus des normales saisonnières 1991-2010 (valeurs extraites du site infoclimat). Décembre 2022 et février 2023 sont les mois les plus froids, tandis que juin 2023 est le mois le plus chaud, avec une température d'air mensuelle moyenne de 21,4 °C pour A-SBA et de 20,7°C pour N-PSM. Le seuil de température de canicule de 34°C (selon MétéoFrance) est dépassé durant 6 jours à A-SBA (en août et septembre 2023) et durant 3 jours à N-PSM (en juillet 2023).

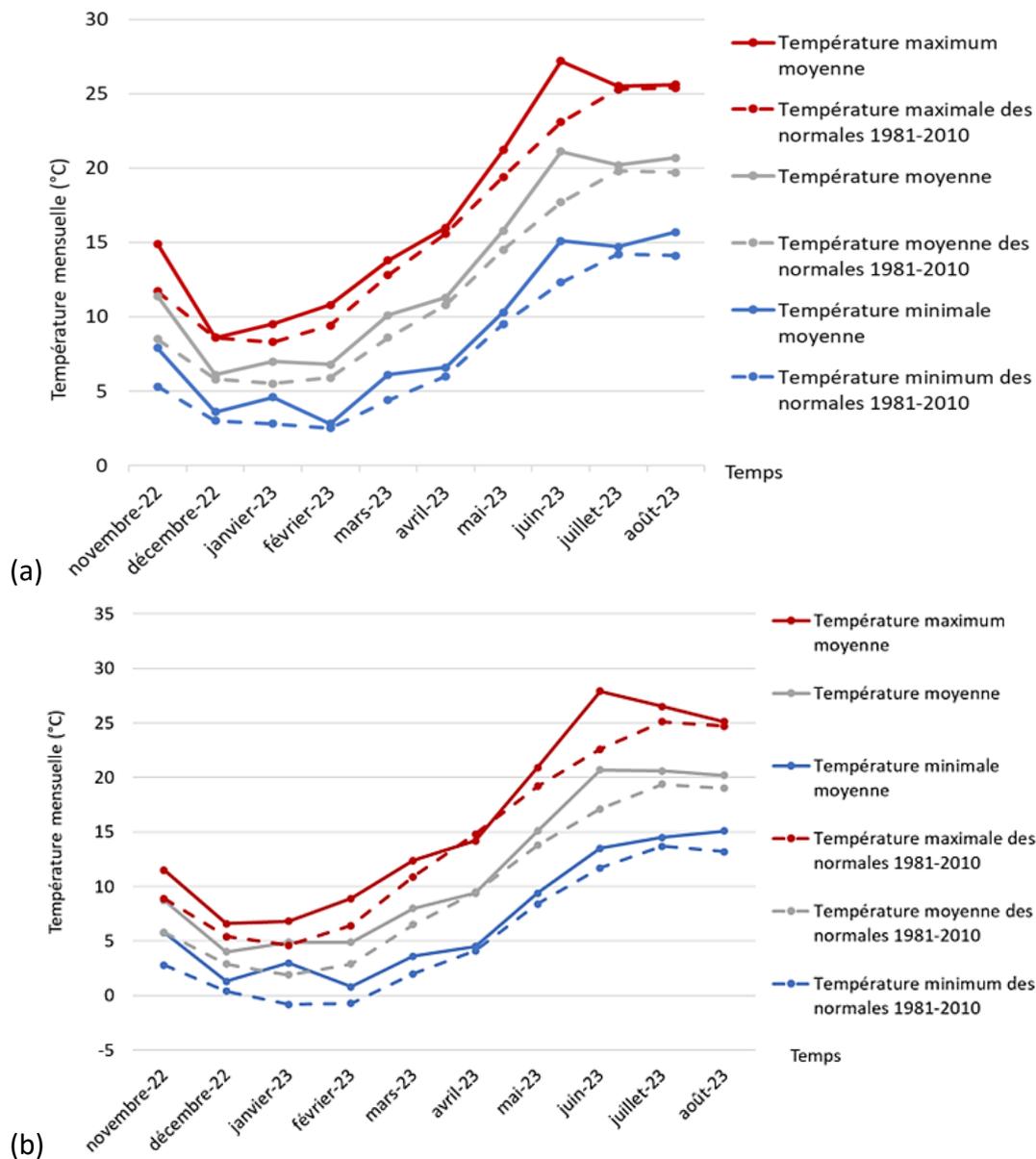


Figure 53: Températures minimales, moyennes et maximales (en °C) pour la période novembre 2022 à août 2023, ainsi que les températures normales saisonnières (période 1981-2010) pour les minimales, maximales et moyennes, obtenu par (a) la station de Beaucozéré pour le site A-SBA, (b) et par la station d'Essey pour le site N-PSM.

La température du sol (Figure 53) suit la température d'air, selon une évolution saisonnière (Figure 54), avec une corrélation positive significative entre ces deux variables, pour chaque modalité de sol (coefficient de corrélation = 0,96, p-value < $2,2 \cdot 10^{-16}$ pour chaque modalité). Pour les deux sites, les courbes de température des modalités de sol ne se distinguent pas entre novembre 2022 et mars 2023 (période hivernale), et sont plutôt stables. Pour A-SBA, les courbes se distinguent nettement à partir de début avril (06/04/2022). Les sols descellés se réchauffent beaucoup en été : la température du sol à environ 15 cm de

profondeur monte jusqu'à 30 °C pour MIN et INT, 26 °C pour MAX, et 24 °C pour REF (Tableau 24). Ensuite, pour N-PSM, les courbes de températures du sol à N-PSM se superposent quasiment durant tout le suivi, et la température mesurée du sol ne dépasse pas 23 °C, toute modalité confondue. Ainsi, les différences de température du sol sont marquées à A-SBA, davantage qu'à N-PSM où toutes les modalités présentent des températures moyennes, maximales et minimales similaires (Tableau 4).

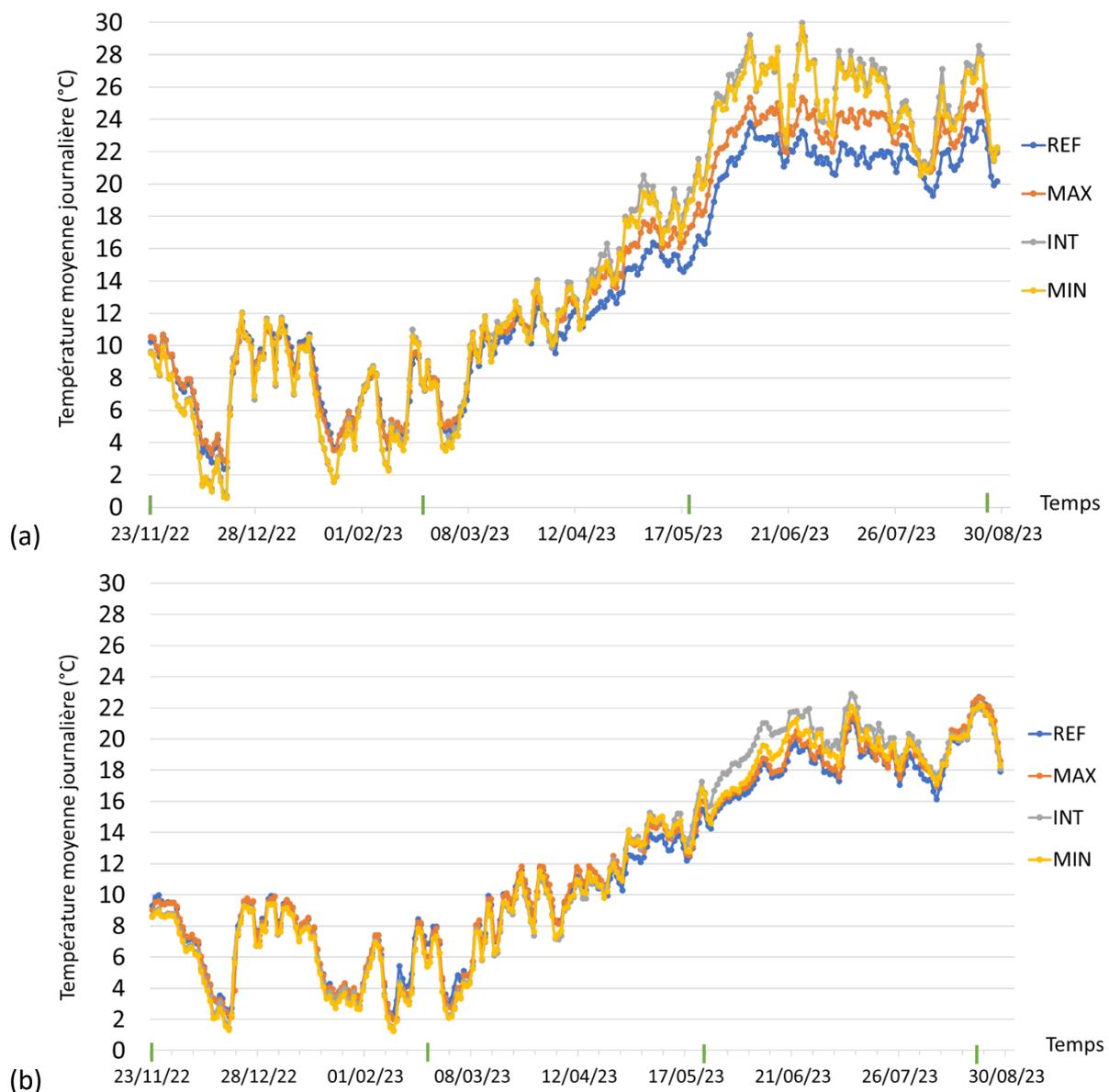
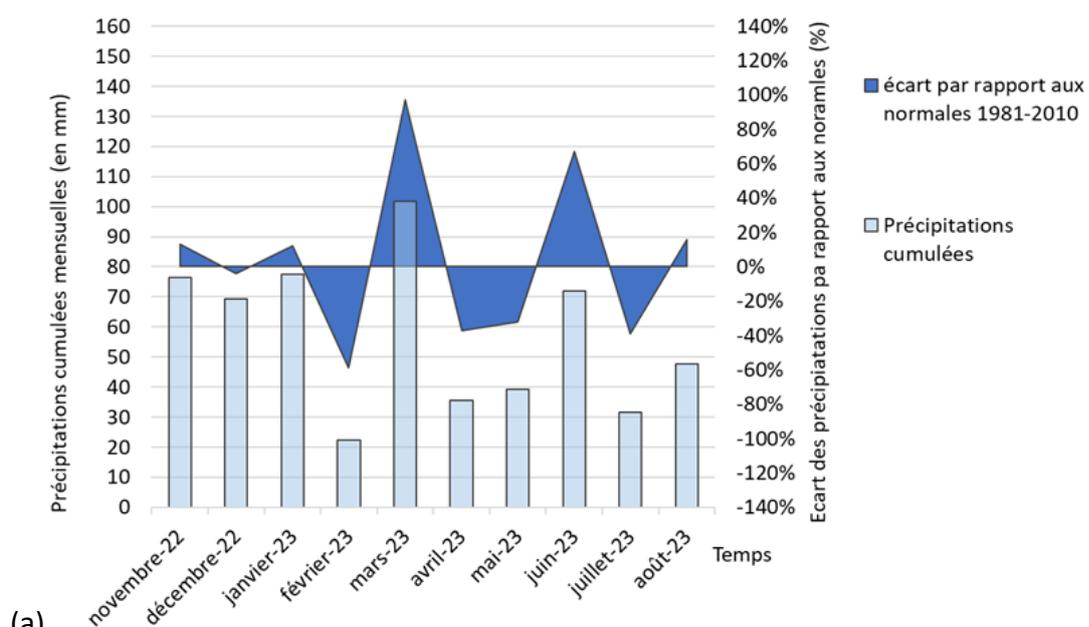


Figure 54: Température moyenne journalière du sol (moyenne des deux sondes), selon les différentes modalités de scellement pour le site (a) A-SBA, (b) N-PSM. Pour faciliter la lecture, les dates d'échantillonnage des sols sont indiquées par de petits traits verts. Pour A-SBA, l'écart-type des valeurs des deux sondes est au maximum de 3,9 3,1, 3,3, 0,7, respectivement pour MIN, INT, MAX, REF. Pour N-PSM, cet écart-type maximal est de 0,6, 0,6, 0,8, 0,7 respectivement pour MIN, INT, MAX, REF.

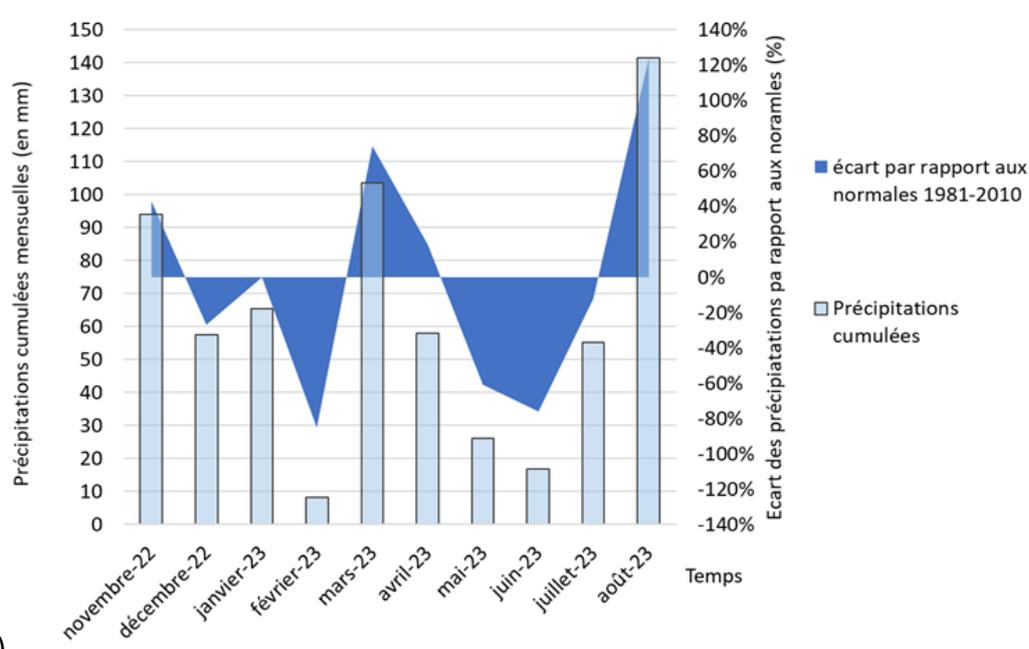
5.1.1.2. Teneur en eau volumique et conductivité électrique des sols descellés et lien avec les précipitations

Les précipitations reçues par le site A-SBA sont maximales en mars et juin 2023 et minimale en février, avril, mai, juillet 2023 secteurs (Figure 55). Les précipitations cumulées s'élèvent à 535,8 mm d'eau répartis sur 101 jours (01/12/2022 au 31/08/2023) et sont légèrement plus élevées que les normales saisonnières 1981-2010 de ce secteur pour la même période (508 mm sur 80,9 jours). Pour N-PSM, les précipitations sont maximales en août et mars 2023 et minimales en février, mai et juin 2023. 626,2 mm d'eau sont enregistrés entre le 01/11/2022 et le 31/08/2023, plutôt similaire aux normales qui s'élèvent à 636,6 mm pour la même période. Des déficits parfois importants de précipitations sont enregistrés en période hivernale puis printanière sur les deux secteurs (Figure 55).

Les résultats de teneur en eau volumique (TEV) du sol évoluent en fonction des précipitations (le pic de TEV mettant parfois quelques heures à apparaître après une pluie) (Figure 56). Pour les 2 sites, les TEV augmentent avec les pluies hivernales et printanières, et diminuent au cours du temps avec la sécheresse estivale. Aucune corrélation n'est toutefois obtenue entre les précipitations journalières (moyennes ou cumulées) et les TEV journalières moyennes de chaque modalité. Pour A-SBA, la TEV de REF est comprise entre 0,013 et 0,30 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ et celle de MAX entre 0,013 et 0,18 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$, tandis que les TEV de INT et MIN sont nettement plus faibles (maximum 0,06 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$) (Figure 56 et Tableau 4). De mi-juillet à fin août (période sèche estivale), les courbes de TEV des quatre modalités de sol sont très proches. Ainsi, la décompaction du granulats (INT) ne permet pas d'améliorer la rétention en eau par rapport à MIN. L'ajout d'un tiers en volume de DV (MAX) permet d'augmenter la rétention en eau, mais pas suffisamment pour obtenir des résultats identiques au mélange terre-compost (REF). Ensuite, pour N-PSM, les TEV de INT et MIN sont comprises entre 0,08 et 0,27 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$, et sont plus faibles que celles de MAX et REF, comprises entre 0,06 et 0,35 $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ (Figure 56 et Tableau 24). Les courbes de MIN et INT d'une part, et de MAX et REF d'autre part, sont superposées durant le suivi. Ainsi, la décompaction du sol descellé de N-PSM (INT) ne permet pas d'améliorer la rétention en eau. L'ajout de DV au sol descellé de N-PSM (MAX) permet d'augmenter suffisamment la capacité de rétention en eau pour obtenir des résultats similaires à REF. Enfin, les valeurs de TEV sont plus importantes à N-PSM qu'à A-SBA, en lien avec la nature des granulats (GN ayant une meilleure capacité de rétention en eau que GA).



(a)



(b)

Figure 55 : Cumul mensuel des précipitations et écarts aux normales 1981-2010, obtenues par (a) la station de Beaucozuté pour le site A-SBA, (b) par la station d'Essey pour le site N-PSM

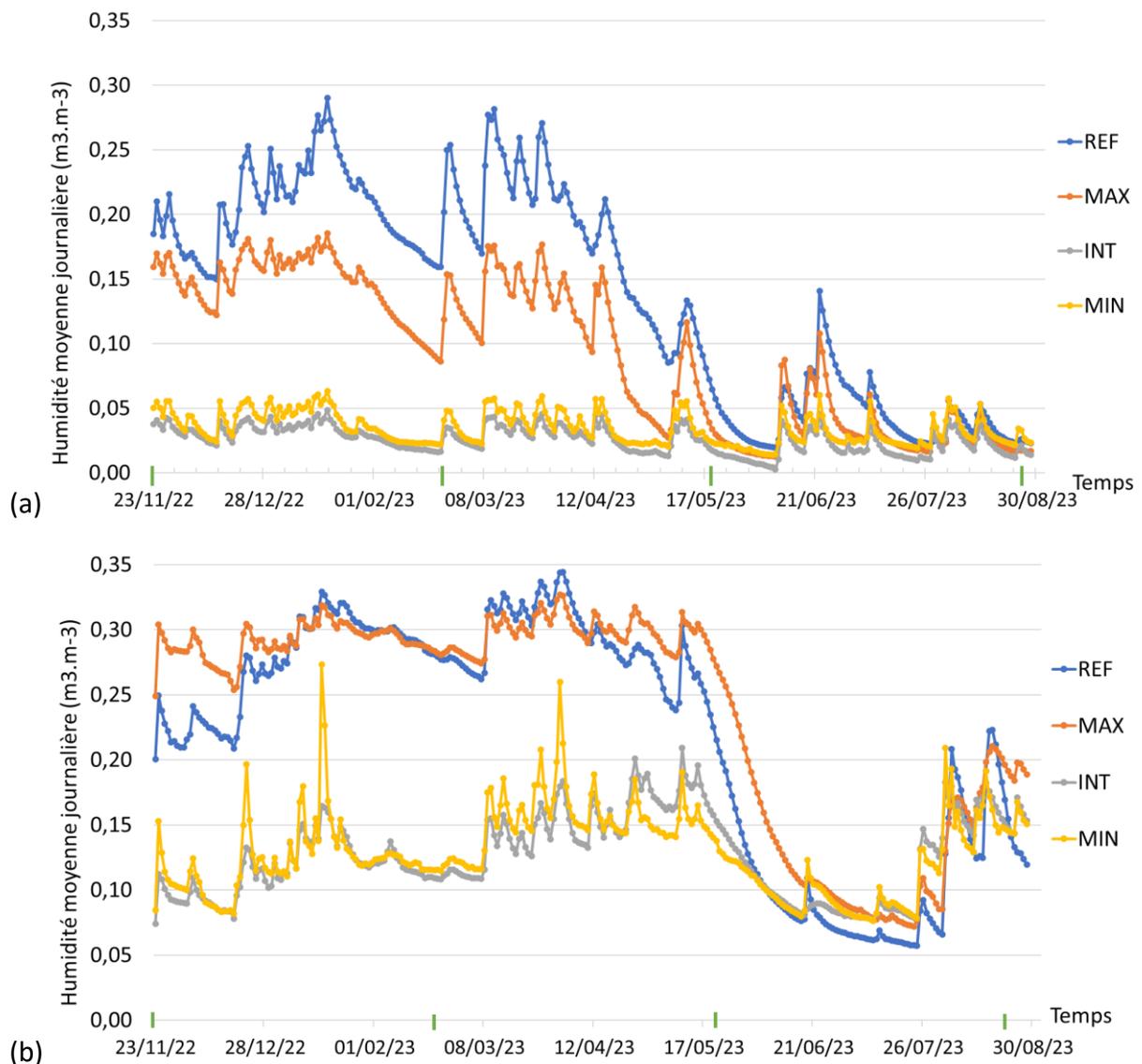


Figure 56: Teneur en eau volumique moyenne journalière du sol (moyennes des deux sondes), selon les différentes modalités de descellement pour le site (a) A-SBA, (b) N-PSM. Les dates d'échantillonnage sont indiquées par les petits traits verts. Pour A-SBA, l'écart-type entre les valeurs des deux sondes est au maximum de 0,02, 0,01, 0,06, 0,06, respectivement pour MIN, INT, MAX, REF. Pour N-PSM, cet écart-type maximal est de 0,18, 0,06, 0,05, 0,08 respectivement pour MIN, INT, MAX, REF.

Les conductivités électriques (CE), liées aux concentrations d'ions en solution, sont quasiment constantes et nulles pour MIN et INT de A-SBA (Figure 57 et Tableaux 24). Cela peut être mis en lien avec les TEV très faibles et le faible relargage d'ions en solution par le granulat. Ensuite, hors période de sécheresse, les CE de MIN et INT sont nettement inférieures à la CE de MAX, elle-même généralement inférieure à celle de REF. Ensuite, pour N-PSM, les CE de MIN et INT sont plutôt constantes et faibles, et elles sont nettement inférieures à la CE de REF, elle-même inférieure à celle de MAX. Les CE de N-PSM sont globalement plus élevées

que celles de A-SBA (valeurs moyennes et maximum – Tableau 24), en lien avec les TEV supérieures. Les CE entre MAX et REF sont similaires entre début janvier et début avril pour N-PSM, et de mi-mai à fin août pour A-SBA, témoignant des longues périodes de sécheresse et cohérent avec les TVE réduites. Pour les deux sites, les variables de CE et de TEV du sol sont corrélées significativement et positivement pour toutes les modalités de sol (p-value entre $3,587.10^{-8}$ et $2,2.10^{-16}$) (Figure 58). L'évolution de la CE des sols suit celle des résultats de TEV ; la teneur en ions chargés augmente au moment où la TEV augmente aussi, les ions présents à la surface des matériaux des Technosols sont mis en solution par l'eau pluviale.

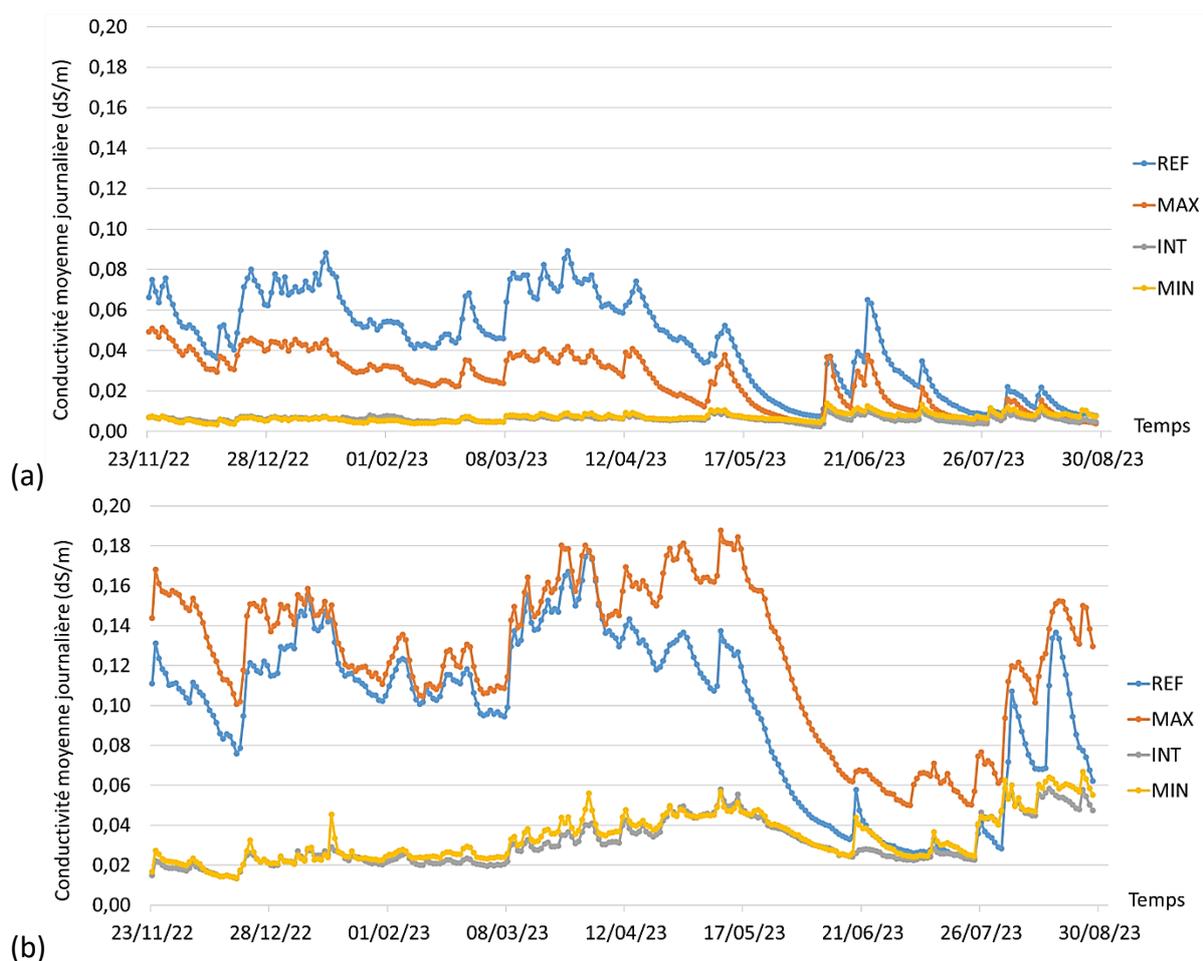


Figure 57 : Conductivité électrique moyenne journalière du sol (moyenne des deux sondes), selon les modalités de descellement pour (a) A-SBA, (b) N-PSM. Pour A-SBA, l'écart-type des valeurs des deux sondes est au maximum de 0,003, 0,003, 0,019, 0,025, respectivement pour MIN, INT, MAX, REF. Pour N-PSM, l'écart-type est au maximum de 0,050, 0,027, 0,048, 0,046 respectivement pour MIN, INT, MAX, REF.

Pour les deux sites, la CE est toujours bien en deçà de $2,500 \text{ dS.m}^{-1}$ ($2500 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$), valeur seuil où le sol n'est pas considéré adapté à un usage d'aménagement paysager (Tableau 4). Les valeurs de CE ($< 0,188 \text{ dS.m}^{-1}$) ne dépassent pas le seuil de 80 dS.m^{-1} ($8.10^4 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$) pour lequel les plantes commencent à souffrir (Fardeau, 2015). Les valeurs de CE minimum et maximum enregistrées durant 8 mois varient beaucoup (Tableau 24), allant par exemple de $0,007$ à $0,089 \text{ dS.m}^{-1}$ pour REF de A-SBA et de $0,02$ à $0,177 \text{ dS.m}^{-1}$ pour REF de N-PSM. Ces variations d'un facteur 10 sont cohérentes avec celles observées par Fourvel (2018) qui montre, par mesures ponctuelles, que la CE d'un mélange de TV-DV (60-40 % v/v) variait entre $0,125$ et $0,25 \text{ dS.m}^{-1}$ au cours de 18 mois de suivi *in situ*.

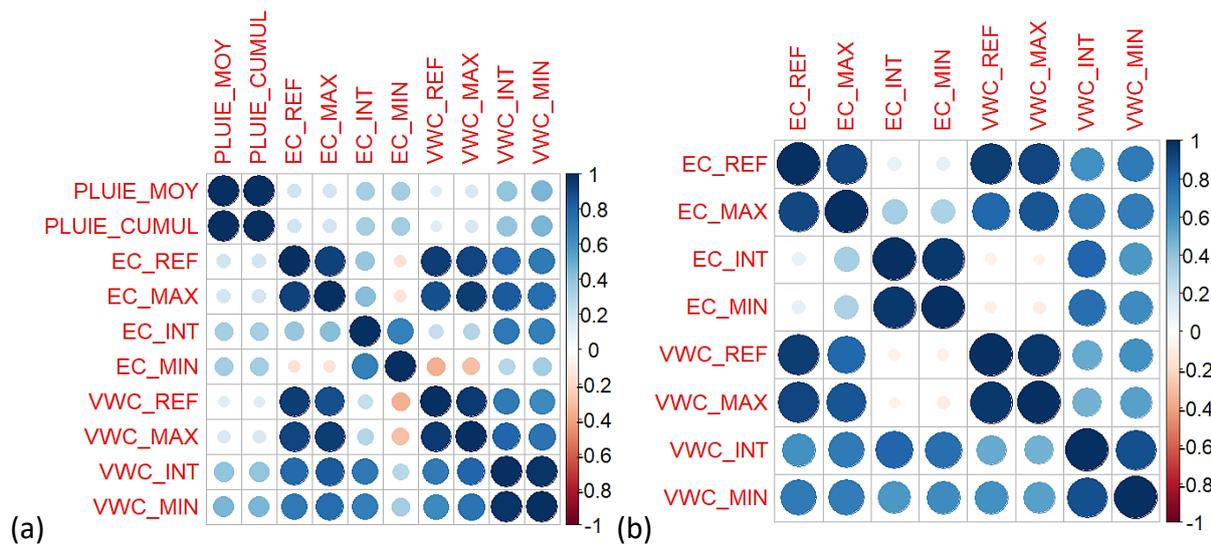


Figure 58: Corrélogramme (matrice de corrélation) entre les variables des sondes pour (a) A-SBA, (b) N-PSM. T: température du sol pour chaque modalité (MIN, INT, MAX, REF), VWC : Teneur en eau volumique, EC: conductivité électrique.

5.1.1.3. Sols

En date du 15/01/2024, dû à des imprévus techniques du côté du laboratoire prestataire d'analyse de sols, les résultats d'analyse des campagnes d'échantillonnage n'ont pas pu être obtenus pour la rédaction de cette partie.

Les caractéristiques physico-chimiques et agronomiques des couches descellées et caractérisées avant le suivi expérimental *in situ* (granulats GA du site A-SBA et GN du site N-PSM) ont déjà été décrites et discutées dans le chapitre 4. Le granulat de chaque site ne présente aucune contamination en éléments traces métalliques (Chapitre 4) ; ainsi les

analyses n'ont pas été réitérées pour le suivi *in situ*. Synthétiquement, les deux granulats (avant suivi) présentent un pH_{eau} élevé, entre 8 et 9, de très faibles teneurs en carbone organique (inférieur à 8 g.kg^{-1} de C_{org}) et en azote total (inférieur à $0,5 \text{ g.kg}^{-1}$ de N_{tot}), et donc un rapport $\text{C}_{\text{org}}/\text{N}_{\text{tot}}$ un peu élevé pour GN (12) voire très élevé pour le GA (39) (Tableau 17). Le GA est pauvre en P_{Olsen} ($0,006 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5), inférieur d'un facteur 4 au GN.

Les résultats d'analyses agronomiques des matériaux exogènes - composts et terre végétale - apportés sur chaque site sont fournis en Tableaux 25 et 26. Les matériaux apportés sur chaque site (terre végétale (TV), compost de déchets verts (DV)) répondent aux normes d'innocuité sanitaire et environnementale (absence de contamination en plomb, zinc, cuivre pour les TV, et arsenic, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, sélénium, zinc pour les DV), bien que tous deux présentent des teneurs un peu élevés en arsenic et cuivre).

Les TV utilisées présentent un pH (6,6 et 6,9) dans la plage de valeurs adéquate pour la plupart des espèces herbacées (6,5 – 7,5) ((Craul & Lienhart, 1999; Damas & Coulon, 2016) - Tableau 4) et dans la gamme des sols français prairiaux et agricoles (4,5 – 8,5, médiane de 6 et 7 respectivement) (Jolivet et al., 2006). Les teneurs en C_{org} ($15,3 \text{ g.kg}^{-1}$) et en N_{tot} ($1,59 \text{ g.kg}^{-1}$) de la TV utilisé à A-SBA sont similaires à la médiane des sols agricoles ($14,9 \text{ g.kg}^{-1}$ de C_{org} et $1,6 \text{ g.kg}^{-1}$ de N_{tot}) mais inférieures aux médianes des sols prairiaux ($24,8 \text{ g.kg}^{-1}$ de C_{org} et $2,4 \text{ g.kg}^{-1}$ de N_{tot}). Les teneurs en C_{org} ($10,6 \text{ g.kg}^{-1}$) et en N_{tot} ($1,04 \text{ g.kg}^{-1}$) de la TV utilisé à N-PSM sont inférieures à la médiane des sols agricoles et à celle des sols prairiaux. Les ratios $\text{C}_{\text{org}}/\text{N}_{\text{tot}}$ des deux TV (9,6 et 10,2) sont dans la plage optimum de 8 à 10, associée à une stabilité de la matière organique ((Damas & Coulon, 2016) – Tableau 4). La TV utilisée à A-SBA présente une teneur en P_{Olsen} légèrement faible ($0,022 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5), inférieure à la teneur médiane des sols français cultivés ($0,072 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5) ou de prairie ($0,031 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5) (Jolivet et al., 2006), tandis que la TV utilisée à N-PSM présente une teneur en P_{Olsen} ($0,12 \text{ g.kg}^{-1}$ de P_2O_5) nettement supérieure à ces valeurs comparatives. Ainsi, les propriétés des deux terres végétales utilisées *in situ* sont assez variables pour certains paramètres, leurs propriétés dépendant de leur lieu et conditions de prélèvement.

Les caractéristiques des deux DV utilisés *in situ* peuvent être comparées à des valeurs de la littérature présentées en Tableau 18 – Chapitre 4, car les caractéristiques des DV peuvent en effet être très variables (Guardia, 2018). Les composts de déchets verts (DV)

utilisés présentent un pH_{eau} (8 et 7,5) similaire au pH moyen des composts de déchets verts ($8,4 \pm 0,7$) (Guardia, 2018) et à plusieurs autres DV de la littérature présentant des pH entre 7,4 et 9 (Tableau 18). La teneur en C_{org} du DV utilisé sur A-SBA est inférieure (147 g.kg^{-1}) à la gamme de valeurs des différents DV caractérisés en littérature (181 à 260 g.kg^{-1} de C_{org}), tandis que la teneur du DV utilisé sur N-PSM est incluse dans cette plage de valeurs (234 g.kg^{-1}). Les valeurs de N_{tot} (15,3 et $14,6 \text{ g.kg}^{-1}$) des deux DV utilisés sont similaires aux valeurs de plusieurs DV caractérisés en littérature, allant de 12 à $19,13 \text{ g.kg}^{-1}$ de N_{tot} . Un compost mûr doit présenter un ratio C/N entre 10 et 15 (Craul & Lienhart, 1999; Guardia, 2018) mais les deux composts utilisés in situ se situent à la limite extérieure de cette plage (9,6 et 16), comme plusieurs autres DV caractérisés en littérature présentant des C/N entre 13,4 à 17,8 (Tableau 18). Les valeurs de MVA des deux DV (méthode de compaction en laboratoire) ($0,4$ et $0,5 \text{ g.cm}^{-3}$ ou kg.L^{-1}) sont similaires à la MVA d'autres DV de la littérature, allant de 0,21 à $0,61 \text{ g.cm}^{-3}$ (Tableau 18).

Tableau 25 : Caractéristiques physiques (texture et masse volumique compactée) des composts de déchets verts et des terres végétales utilisés sur les deux sites expérimentaux, avant suivi. Les analyses ont été réalisées par le laboratoire prestataire Arras

Matériau	Terre végétale		Compost	
	A-SBA	N-PSM	A-SBA	N-PSM
Fraction sableuse (g.kg^{-1})	431	618		
Fraction limoneuse (g.kg^{-1})	399	304		
Fraction argileuse (g.kg^{-1})	170	78		
Texture (Classe de texture USDA)	Limon argilo-sableux	Sablo-limoneux		
Masse Volumique compactée (kg.L^{-1})			0,519	0,379

Tableau 26: Caractéristiques agronomiques des composts de déchets verts et des terres végétales utilisés sur les sites expérimentaux, avant suivi. Les analyses ont été réalisées par le laboratoire prestataire Arras. CE : conductivité électrique, Corg : carbone organique, Ntot : azote total (N), CaCO_3 : carbonates totaux, CECMetson : Capacité d'échange cationique selon la méthode Metson, $\text{K}_2\text{O}_{\text{éch}}$: potassium échangeable, $\text{MgO}_{\text{éch}}$: magnésium échangeable, $\text{CaO}_{\text{éch}}$: calcium échangeable, $\text{Na}_2\text{O}_{\text{éch}}$: calcium échangeable. Les cases en gris indiquent que les paramètres n'ont pas été mesurés

Matériau	Compost de déchets verts		Terre végétale	
	A-SBA	N-PSM	A-SBA	N-PSM
pH_{eau}	8	7,5	6,6	6,9
CaCO_3 (%)			< 0,5	< 0,5
CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)			$0,059.10^6$	
C_{org} (g.kg^{-1})	147	234	15,3	10,6
N_{tot} (g.kg^{-1})	15,3	14,6	1,59	1,04

C_{org}/N_{tot}	9,6	16	9,6	10,2
P_{Olsen} (g de $P_2O_5 \cdot kg^{-1}$)	42,2	5,41	0,022	0,12
$K_2O_{éch}$ ($g \cdot kg^{-1}$)	15,9	10,8	0,13	0,23
$MgO_{éch}$ ($g \cdot kg^{-1}$)	10,2	5,55	0,14	0,12
$CaO_{éch}$ ($g \cdot kg^{-1}$)	117	53,6	1,65	1,61
$Na_2O_{éch}$ ($g \cdot kg^{-1}$)			0,052	<0,005
CEC_{Metson} ($cmol^+ \cdot kg^{-1}$)			93	72

Il est attendu que les teneurs en C_{org} du mélange TV-DV diminuent un peu avec la minéralisation microbienne. En effet, Fourvel (2018) a montré au cours d'un suivi de 18 mois, que la teneur en C_{org} de son mélange TV-DV (60-40 % v/v) diminue d'environ 34 % (67,58 à 45,1 $g \cdot kg^{-1}$ de C_{org}), avec une diminution constatée dès le premier échantillonnage 6 mois après mise en place. Les autres paramètres varient un peu mais avec des valeurs fluctuant autour des valeurs initiales, par exemple pour la teneur en N_{tot} (3,49 à 3,22 $g \cdot kg^{-1}$, diminution de 7,7 %), en P_{Olsen} (0,12 à 0,14 $g \cdot kg^{-1}$, augmentation de 16,7 %), en $Mg_{éch}$ (diminution de 3 %), le pH entre 5,7 et 6,9 (variation de 21 %), ou la CEC (10 à 14,2 méq pour 100 g, soit une variation de 42 %). Les granulats de voiries descellées (GA et GN) présentent tous deux un pH élevé de 8,8 donc l'ajout de DV de pH plus faible (8 pour A-SBA et de 7,5 pour N-PSM) pourra légèrement tamponner le pH et rendre le milieu un peu plus favorable au développement des plantes en termes de pH (plutôt défavorable au-delà d'un pH de 7,5). Fourvel (2018) montre sur un suivi de 18 mois que le pH l'apport de compost de déchets verts (pH 6) à des sédiments (pH élevé entre 7,7 à 8,7, au cours du suivi) tamponne le sol construit entre 7,4 et 7,9, dans une gamme de valeur plus optimale au développement herbacé.

5.1.1.4. Synthèse des résultats des paramètres physico-chimiques

La période de sécheresse estivale de 2023 a débuté assez tôt à A-SBA (températures maximales en juin) et les températures mesurées au cours du suivi sont au-dessus des normales. La température du sol des modalités de A-SBA diminue avec le gradient d'intervention : les deux modalités sans apports de matière organique (MIN et INT) se réchauffent beaucoup plus en période estivale (jusqu'à 30°C) que MAX (26°C maximum) et REF (24°C maximum). En revanche, à N-PSM les températures sont similaires entre modalités de sol, et la température mesurée du sol ne dépassent pas 23 °C, toute modalité confondue.

Pour les deux sites, la décompaction du granulat (INT) ne permet pas d'améliorer la rétention en eau par rapport à MIN et ne change pas la CE (salinité). L'ajout d'un tiers en volume de compost de déchets verts (MAX) permet d'augmenter nettement la rétention en eau, mais aussi la CE, par rapport à INT. Les TEV et CE de MAX sont inférieures à celles de REF pour A-SBA, tandis qu'à N-PSM, les TEV et CE de MAX sont similaires ou supérieures à REF. Les valeurs de TEV et de CE sont plus importantes à N-PSM qu'à A-SBA. Ces résultats physico-chimiques s'expliquent surtout par la nature des sols initiaux. Comme montré dans le chapitre 4, l'ajout de DV permet en effet d'obtenir un substrat de MVA plus faible et de fertilité chimique plus élevée que pour des granulats seuls, et qui présente également une meilleure capacité de rétention en eau

L'hypothèse initiale (H1) était que des sols urbains descellés rendent des fonctions et services, dépendamment des modalités de génie pédologique choisies (usages, formulations, végétations, gestion). Aucune amélioration des propriétés physico-chimiques n'est obtenue par décompaction (INT = MIN), pour les deux sites. En revanche, une amélioration des propriétés physiques des sols (amélioration de la capacité de rétention en eau et de son relargage au cours du temps, variations thermiques journalières et saisonnières atténuées) est permise avec l'apport de compost de déchets verts (MAX>INT), pour N-PSM et, de façon moindre, pour A-SBA. L'apport de DV augmente aussi nettement la CE (salinité) mais avec des valeurs très en-dessous du seuil d'usage en aménagement paysager. L'hypothèse initiale (H2) était que les fonctions de sols descellés peuvent être comparables à celles d'un sol reconstitué. Les résultats des propriétés physico-chimiques de MAX sont similaires voire supérieures à celles mesurée sur un mélange terre-compost (REF) pour N-PSM, mais pour A-SBA les résultats sont proches mais inférieurs. L'hypothèse initiale (H3) était que les sols descellés seuls évoluent rapidement. Effectivement, les sols rendent des fonctions dès la première année de suivi. A niveau de résultats, au vu des fonctionnalités minimales rendues par le niveau d'intervention de MIN ou INT, les modalités MAX ou REF devraient être privilégiées pour des sols de parking (A-SBA), tandis que pour des sols descellés plus riches comme ceux de N-PSM, la modalité MAX est à privilégier et une reconstitution de sol (REF) n'est pas nécessaire. Une synthèse des résultats physico-chimiques et des fonctions associées est proposée en Tableau 27.

Tableau 27: Synthèse pour chaque site des effets de la décompaction, d'un amendement organique de compost de déchets verts ou d'une reconstitution de sol, sur les caractéristiques physico-chimiques, classement croissant de ces résultats, et niveau assuré pour les services écosystémiques associés.

Site	Niveau d'intervention	Amélioration des caractéristiques physico-chimiques	Classement intra-site	Fonction d'infiltration et rétention de l'eau et mise en solution des éléments
A-SBA	Décompaction	≈	+	+
	Amendement	↗(↗)	++	+++
	Reconstitution de sol	↗↗	+++	+++
N-PSM	Décompaction	≈	+	++
	Amendement	↗↗	+++	+++
	Reconstitution de sol	↗↗	+++	+++

5.1.2. Caractérisation du couvert herbacé

5.1.2.1. Description quantitative du couvert herbacé

Un couvert herbacé est obtenu sur les sites-pilotes dès la première session de mesure en novembre 2022 (6 mois après semis). Le postulat de départ est que plus le paramètre caractérisant le végétal (biomasse, recouvrement, diversité) est important, meilleur est le résultat.

Le recouvrement herbacé est tout d'abord examiné pour A-SBA (Figure 59) (illustrations du couvert en figure 60 et Annexe 41). Les résultats de la session de novembre 2022 (6 mois après semis) montrent que les recouvrements de MIN et INT sont similaires et faibles, avec moins de 10% de couvert. Le recouvrement de MAX, supérieur à 60 %, est plus important que celui de MIN, INT et REF. En février 2023, les recouvrements de MIN et INT sont inférieurs à 10 %, celui de MAX est inférieur à 40 %, et le recouvrement de REF supérieur à 60 %. En mai 2023, le recouvrement de MIN présente une variabilité importante mais est non significativement différent du recouvrement de INT, qui présente une moyenne d'environ 7 %. Le recouvrement de REF est à son maximum (supérieur à 80 %) et est significativement non différent de celui de MAX. Enfin, en août 2023, les quatre modalités ne présentent pas de différences significatives (résultats très variables, allant de 5 à 55 %).

Ensuite, pour N-PSM, les résultats de novembre 2022 montrent que le recouvrement de MIN est inférieur à celui de INT, lui-même inférieur à ceux de MAX et REF, non différents entre eux (moyenne d'environ 75 %), bien que les résultats pour les quatre modalités présentent une variabilité assez importante (Figure 59 et illustrations du couvert en figure 61

et Annexe 42). Le même ordre de recouvrement croissant entre modalités est obtenu pour les sessions de février et de mai 2023, avec des résultats présentant une faible variabilité. Enfin, en août 2023, les recouvrements ne sont pas significativement différents entre modalités (avec toutefois, pour MIN et REF, des résultats pouvant aller du simple au double).

En termes d'évolution du couvert, le couvert de MIN et INT de A-SBA reste au même niveau en novembre, février et août, avec une augmentation en mai (Figure 59). Le recouvrement de MAX diminue fortement entre novembre et février, puis connaît un développement entre février et mai 2023, et diminue une seconde fois entre mai et août. Le recouvrement de REF, déjà important en novembre 2022, reste stable en février, augmente en mai, puis présente des valeurs nettement plus faibles en août. Pour le suivi sur N-PSM, les recouvrements présentent une évolution importante, avec une augmentation du couvert entre novembre 2022 et février 2023, un développement entre février et mai 2023, et enfin une seconde diminution entre mai et août 2023. Ainsi, pour les deux sites, le couvert végétal suit globalement une évolution saisonnière avec un couvert réduit ou stable en période hivernale, un couvert développé à son maximum en période printanière et une diminution en période estivale.

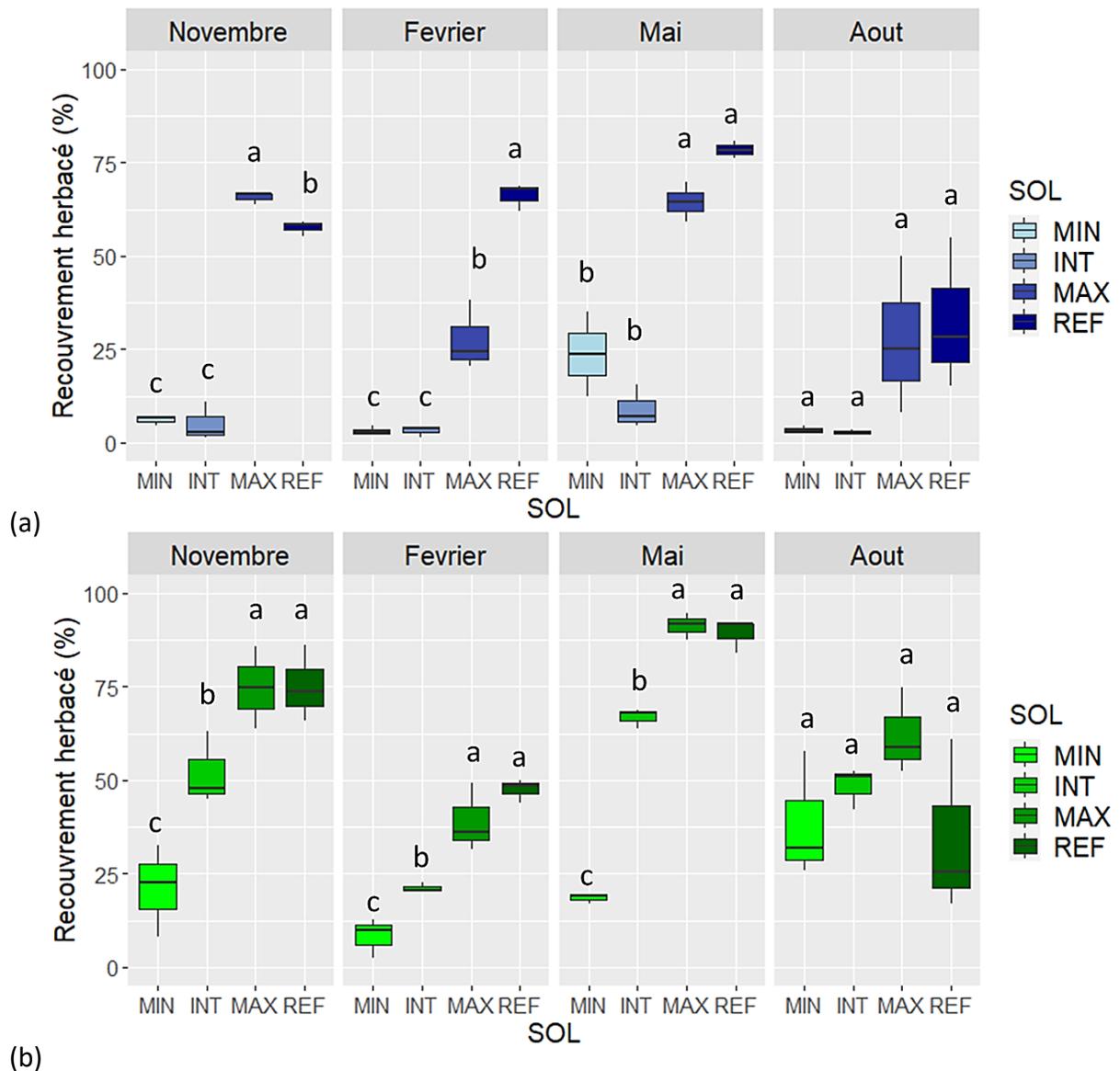


Figure 59: Recouvrement herbacé (%) en fonction des modalités de sols descellés, pour chaque sites et mois de mesure ($n=3$, par modalité de sol), et significativité des comparaisons inter-sols



Figure 60: Photographies du couvert herbacé obtenu au 12/05/2023 pour le site-pilote A-SBA, avec les parcelles des modalités (a) MIN, (b) INT, (c) MAX, (d) REF. Le sol de granulats est encore bien visible sur les parcelles MIN et INT, tandis que les herbacées semées et spontanées masquent le sol des parcelles MAX et REF. La végétation s'est bien développée en hauteur. Les rosettes de feuilles et les fleurs violettes d'*Echium vulgare* sont visibles sur les parcelles MIN et INT, et les fleurs sont également visibles sur les parcelles MAX et REF. Les fleurs rouges de *Papaver rhoeas* sont visibles sur toutes les parcelles. Les fleurs blanches d'*Achillea millefolium* sont visibles sur les parcelles MAX et REF.



Figure 61: Photographies du couvert herbacé obtenu au 20/08/2023 pour le site-pilote N-PSM, avec de gauche à droite les parcelles des modalités MIN, INT, MAX, REF. La végétation s'est nettement développée en hauteur sur la parcelle MAX. Le sol est encore un peu visible sur la parcelle MIN (hors zones d'intervention). Du piétinement et des dégâts sur la végétation haute a été constaté sur les parcelles. Les fleurs blanches de *Daucus carota* sont visibles sur les parcelles Min, INT et surtout sur MAX.

La biomasse herbacée des modalités de A-SBA suit le gradient d'intervention de génie pédologique (Figure 62). Pour N-PSM, la modalité MAX fournit une biomasse sèche surfacique supérieure à celles de MIN et INT, et également similaire ou supérieure à la biomasse de REF. Ainsi, pour les deux granulats, l'ajout de DV permet d'augmenter la biomasse herbacée, mais pas la décompaction seule. Pour les deux sites, la biomasse est plus importante lors de la seconde coupe en août 2023 qu'en novembre 2022 (p -value = 0,0048). Enfin, la biomasse produite à A-SBA est plus élevée qu'à N-PSM pour REF (p -value = 0,0048), mais non différente pour les autres modalités.

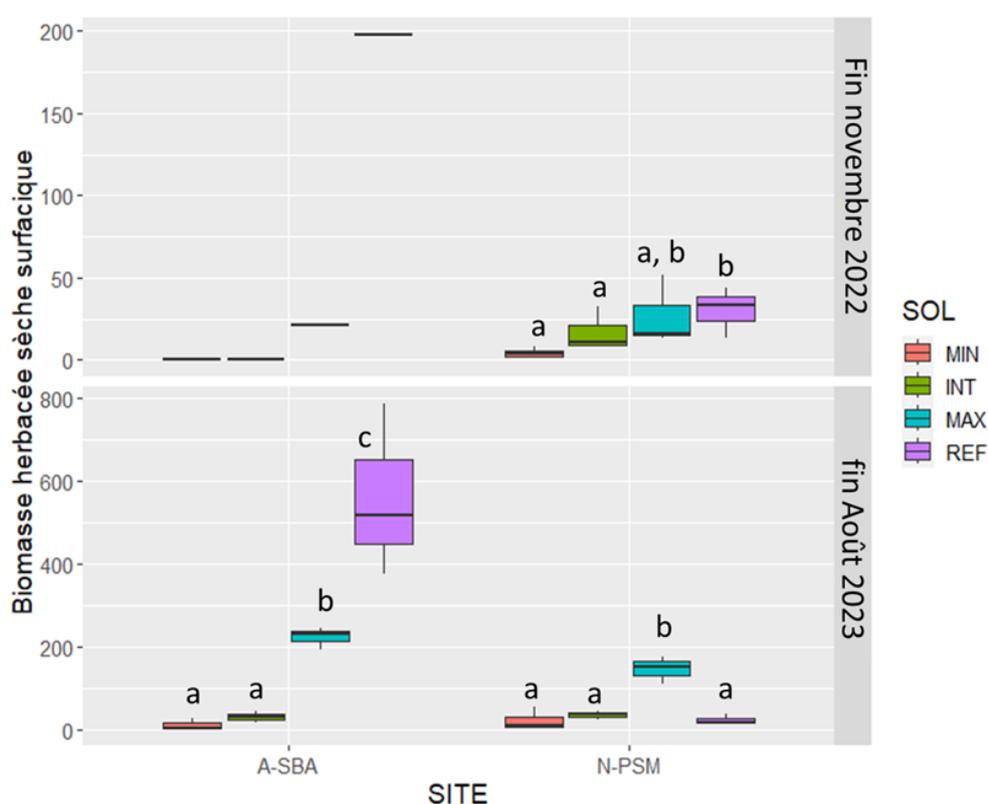


Figure 62: Biomasse herbacée sèche ($g.m^{-2}$) pour chaque parcelle (modalité de Technosol) pour chaque site, pour la première coupe (Novembre 2022) et la seconde coupe (Août 2023). Deux lettres minuscules différentes indiquent une différence significative inter-sols, au sein d'un site et du mois de mesure

En conclusion, les potentialités des sols descellés diffèrent selon les sites (N-PSM>A-SBA pour le recouvrement et A-SBA>N-PSM pour la biomasse). Un couvert est obtenu au premier échantillonnage 6 mois après semis, et évolue au cours du suivi et avec les saisons. Le développement herbacé diffère également selon les modalités de sols descellés : l'ajout de DV permet d'augmenter le couvert végétal mais pas la décompaction seule (MIN≤INT<MAX).

5.1.2.2. Description qualitative du couvert herbacé

Pour l'identification des espèces - généralement au niveau du genre - le stade de développement a pu limiter l'identification, notamment pour des groupes incluant de nombreuses espèces et difficiles à différencier, tels que les astéracées ou les graminées. En particulier, les deux espèces de fétuque n'ont pas toujours pu être différenciées et ont donc été considérées ensemble dans les résultats présentés. La liste des espèces identifiées est donnée en Annexe 43.

Pour A-SBA, il n'y a pas de différences significatives de diversité herbacée entre modalités de sols (nombre d'espèces total, semé ou spontané, familles végétales), à chaque session d'échantillonnage (Figures 63, 64). Au cours du suivi, les parcelles de A-SBA présentent entre 3 et 7 espèces semées (sur les 9 considérées du semis), soit 47 à 87% des espèces totales (Figure 63-a). Sept des neuf espèces semées sont présentes sur plusieurs modalités et relevés au stade reproducteur à plusieurs reprises (Figures 63a et 65a). *C. cyanus* est fréquente en juillet 2022 (observations préalables au suivi), mais est peu présente en février et en mai, indiquant une reprise limitée. *B. erectus* est comptabilisé au milieu du suivi en mai et août sur MAX et REF, mais il est probable qu'il ait été présent plus tôt, les graminées étant difficiles à déterminer avant le stade d'épis. *C. dactylon* est seulement présent au début du suivi (3 quadrats pour MAX et 2 pour MIN), avant d'achever son cycle. Les modalités MIN et INT de A-SBA présentent peu d'individus de stade adultes et les adultes sont de petites tailles (non mesuré mais visible sur les photographies en Figure 60 et Annexes 41 et 42), par exemple *P. rhoeas*, *C. cyanus*, *E. vulgare* ont pu accomplir leur cycle mais en présentant des recouvrements et hauteurs faibles. Ainsi, les sols descellés sans ajout de matière organique sont suffisants pour la germination mais peu propices au développement subséquent. Enfin, les hauteurs et le volume herbacés sont visuellement très importants sur REF de A-SBA (Figure 60 et Annexes 41 et 42), dû à l'expression de la banque de graines de la terre végétale pour la première coupe (espèces telles que *Chenopodium album*), et pour la seconde coupe, dû au semis et aux espèces spontanées.

Pour N-PSM, les parcelles présentent globalement 3 à 5 espèces semées au cours du suivi (sur les 9 du semis), comptant pour 53 à 100% des espèces totales (Figure 63-b). Il n'y a pas de différences significatives du nombre d'espèces total, semé ni du nombre de familles

végétales entre les modalités, pour chaque session d'échantillonnage. Les changements d'espèces ou de nombre d'espèces sont seulement de l'ordre d'un ou deux entre modalité. Au cours du suivi, les espèces *D. carota*, *L. perenne* et *Festuca sp.*, *A. millefolium* et *B. erectus* sont présentes sur toutes les modalités et plusieurs fois au cours du suivi (Figure 65b). Les autres espèces (*C. dactylon*, *C. cyanus*, *E. vulgare* et *P. rhoeas*) ne sont pas présentes, ou de façon anecdotique, sur N-PSM.

La diversité végétale est plus importante pour A-SBA que N-PSM, que ce soit en nombre d'espèces total (respectivement 15 et 10 espèces maximum différentes), semées, spontanées, ou en nombre de familles végétales (Figures 63 et 64). Une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a permis d'analyser la structure des relations entre les variables catégorielles (modalités de sols, mois de mesure) et quantitatives de contingence (variables de la diversité herbacée), pour chaque site. Toutefois, les pourcentages de données expliquées sont faibles (23,9 et 25,3 % respectivement pour A-SBA et N-PSM), les graphiques sont présentés en Annexes 44 et 45. Les AFC confirment la diversité plus faible à N-PSM qu'à A-SBA, et indiquent que les espèces spontanées observées varient selon la session d'échantillonnage et les sols. Pour les deux AFC, la plupart des espèces semées sont situées au centre des graphs, discriminent peu les modalités, et sont donc des espèces fréquentes et ubiquistes vis-à-vis des sols, tandis que les espèces semées peu fréquentes (*C. dactylon* à A-SBA, *E. vulgare* à N-PSM) et une partie des espèces semées sont situées loin du centre et discriminent les relevés.

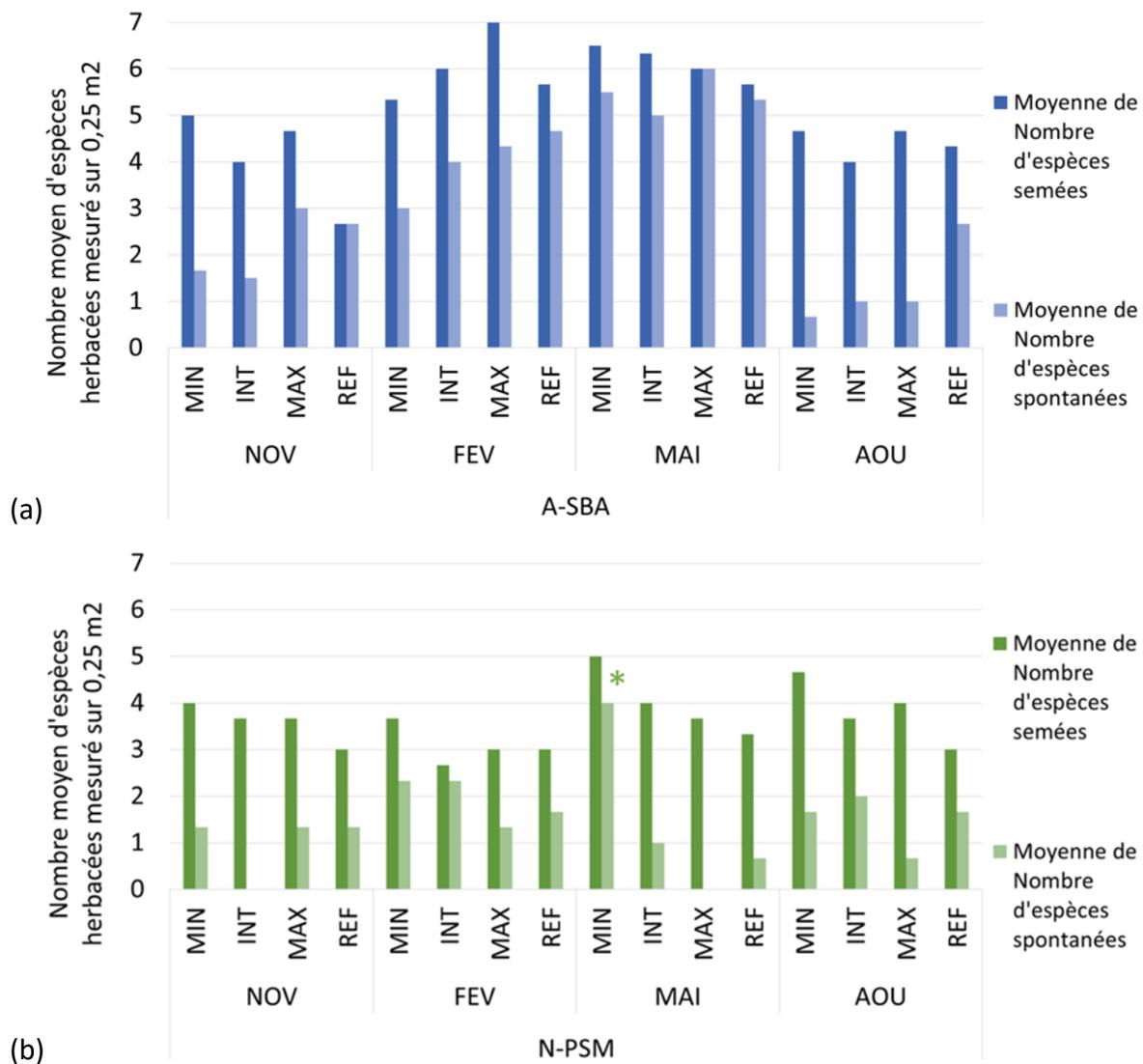


Figure 63: Nombre d'espèces semées et spontanées (moyenne sur n=3 quadrats par parcelle) en fonction des modalités de descellement et du mois de d'échantillonnage, pour (a) A-SBA, (b) N-PSM. L'astérisque indique les différences significatives inter-modalités, pour un mois et un site donné.

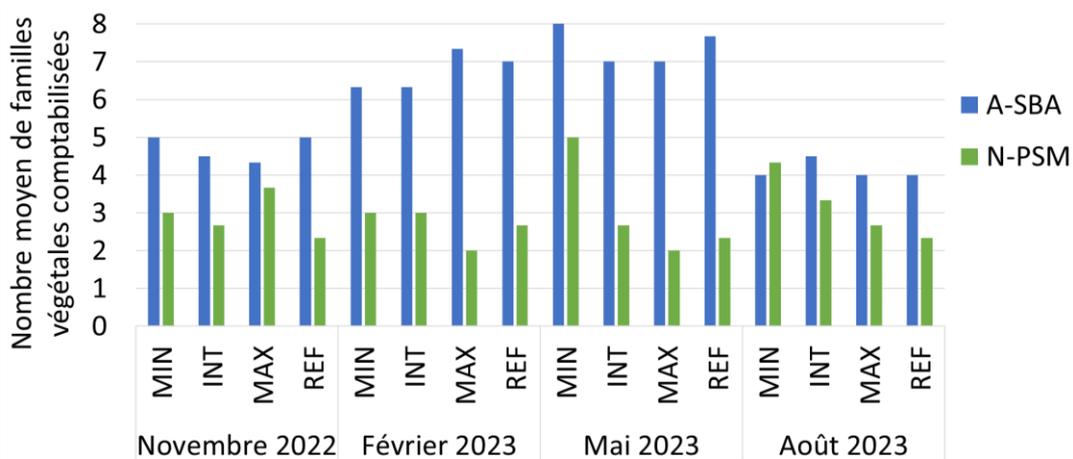


Figure 64: Nombre de familles végétales identifiées (moyenne de trois quadrats) sur chaque modalité de descellement, site et mois d'échantillonnage

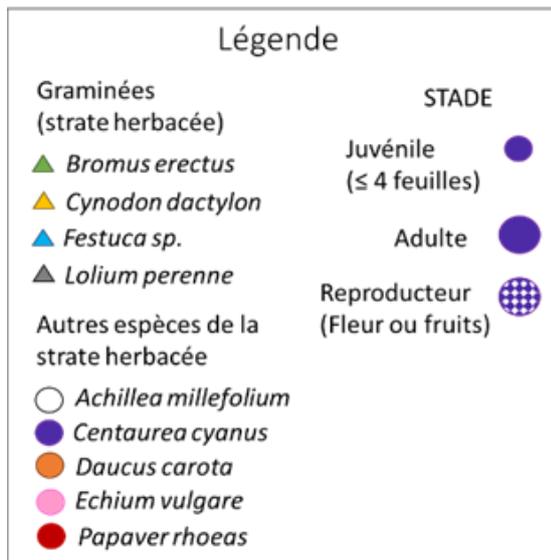
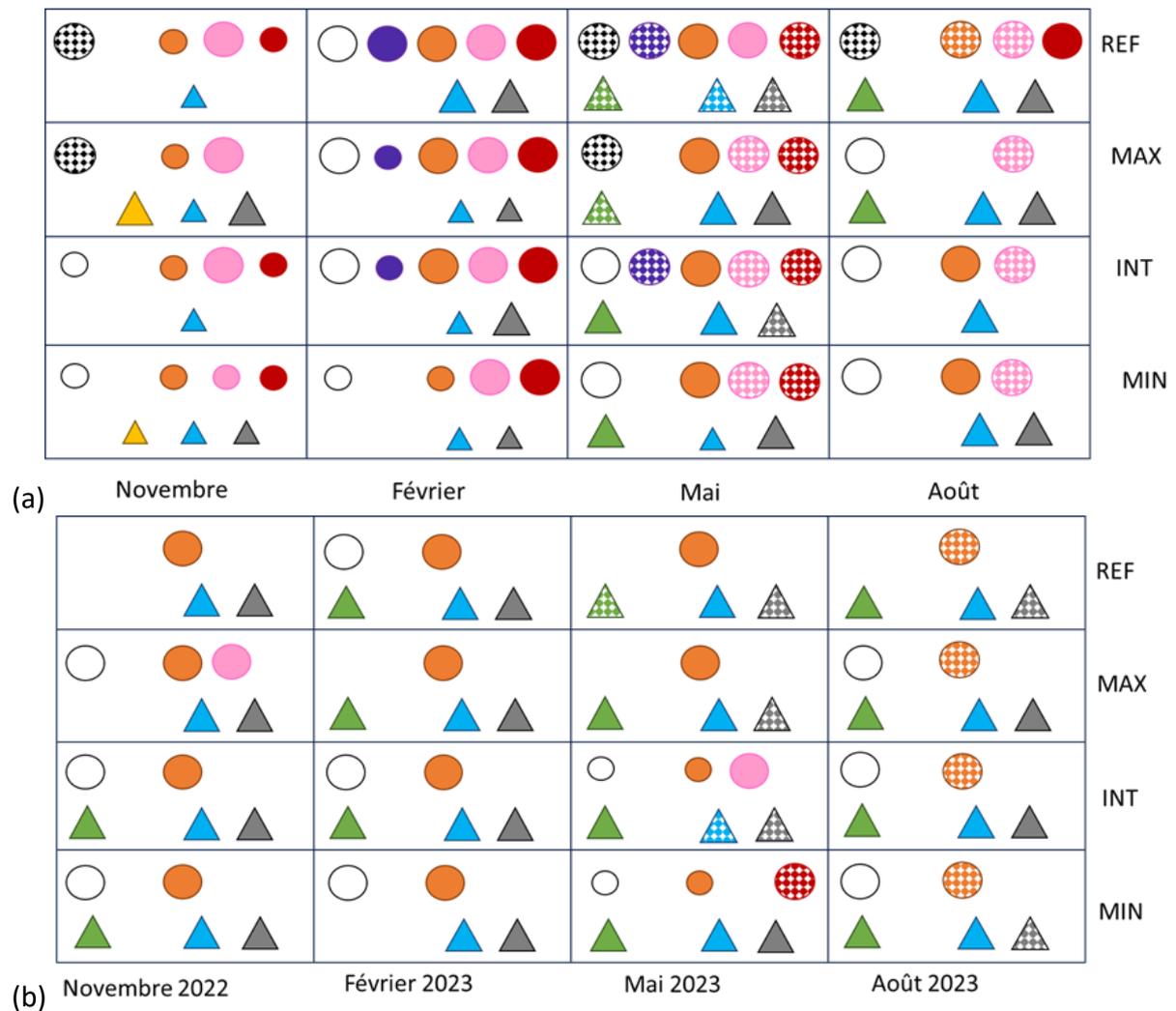


Figure 65: Diversité herbacée du semis, relevée au cours des sessions d'échantillonnage de novembre 2022 à août 2023, sur chaque modalité et site. Une espèce est présente lorsqu'elle a été identifiée sur au moins 1 quadrat sur 3. Le stade le plus avancé atteint parmi les 3 quadrats est également indiqué (stade juvénile correspondant à moins de 5 feuilles, adulte ou reproducteur fleurs ou fruits)

5.1.2.3. Analyse multivariée des variables caractérisant le couvert herbacé des sols descellés

Pour chaque site-pilote, une ACP a été réalisée avec les variables caractérisant la végétation herbacée (recouvrement, biomasse herbacée sèche, diversité d'espèces totales, semées et spontanées et de familles végétales), afin d'explorer l'effet des modalités de sols et du temps sur la structuration des données. Le premier et le deuxième axe de l'ACP expliquent 78,2 % et 75,5 % des données respectivement pour A-SBA et N-PSM (Figure 66). Pour les deux ACP, la dimension 1 est structurée par la diversité (d'espèces et de familles végétales identifiées) et la dimension 2 est structurée par la biomasse et le recouvrement herbacé. Le nombre d'espèces total, semées et spontanées sont corrélés positivement pour toutes les modalités du site A-SBA, et pour certaines modalités de N-PSM (Annexe 46). Ainsi à A-SBA, pour toutes les modalités, le nombre d'espèces total est déterminé tout autant par des espèces spontanées et semées. Pour les deux sites, la biomasse sèche et le recouvrement herbacé sont corrélés positivement (coefficient = 0,51 et p-value = 0,01 pour A-SBA; coefficient = 0,66 et p-value = 0,0008 pour N-PSM), avec une régression linéaire significative pour N-PSM (Annexe 47). En revanche, en distinguant les modalités de descelllement, seule la modalité MAX de A-SBA présente une corrélation positive significative entre ces deux variables (Annexe 46). Pour chaque site, aucune corrélation significative n'est obtenue entre la biomasse et le nombre d'espèces (total, semé, spontané) pour chaque modalité de sols. Pour chaque site, une analyse de variance multivariée (MANOVA) a indiqué que les moyennes des variables du recouvrement, du nombre d'espèces total, semées, spontanées et du nombre de familles varient significativement entre mois et entre sols, et que l'effet du mois sur ces variables n'est pas différent entre les sols (interaction de mois et sol non significative). L'ajout des résultats d'analyses de sol réalisées au cours du suivi auraient permis de compléter l'analyse multivariée pour discuter des liens entre caractéristiques des sols et de la végétation.

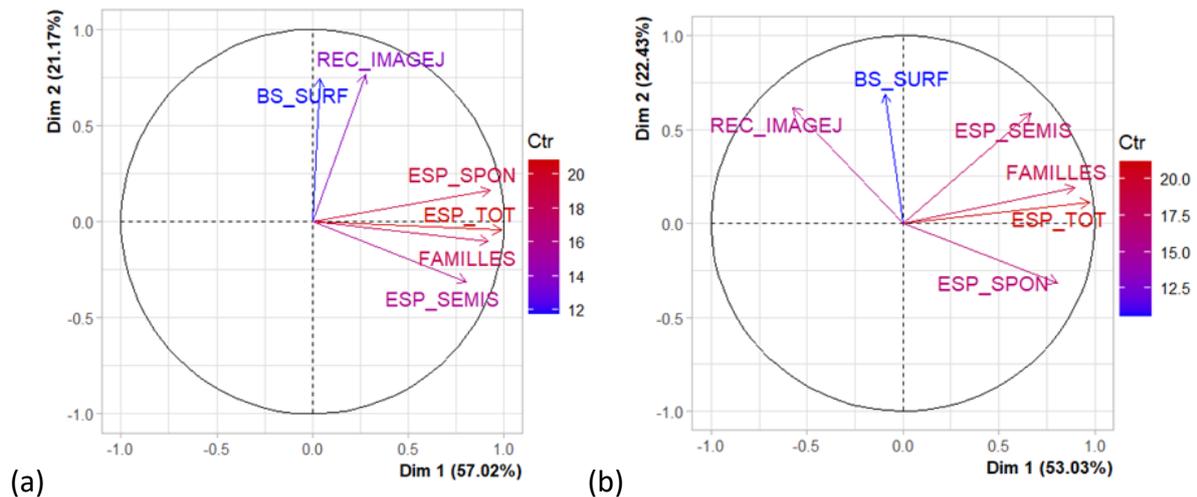
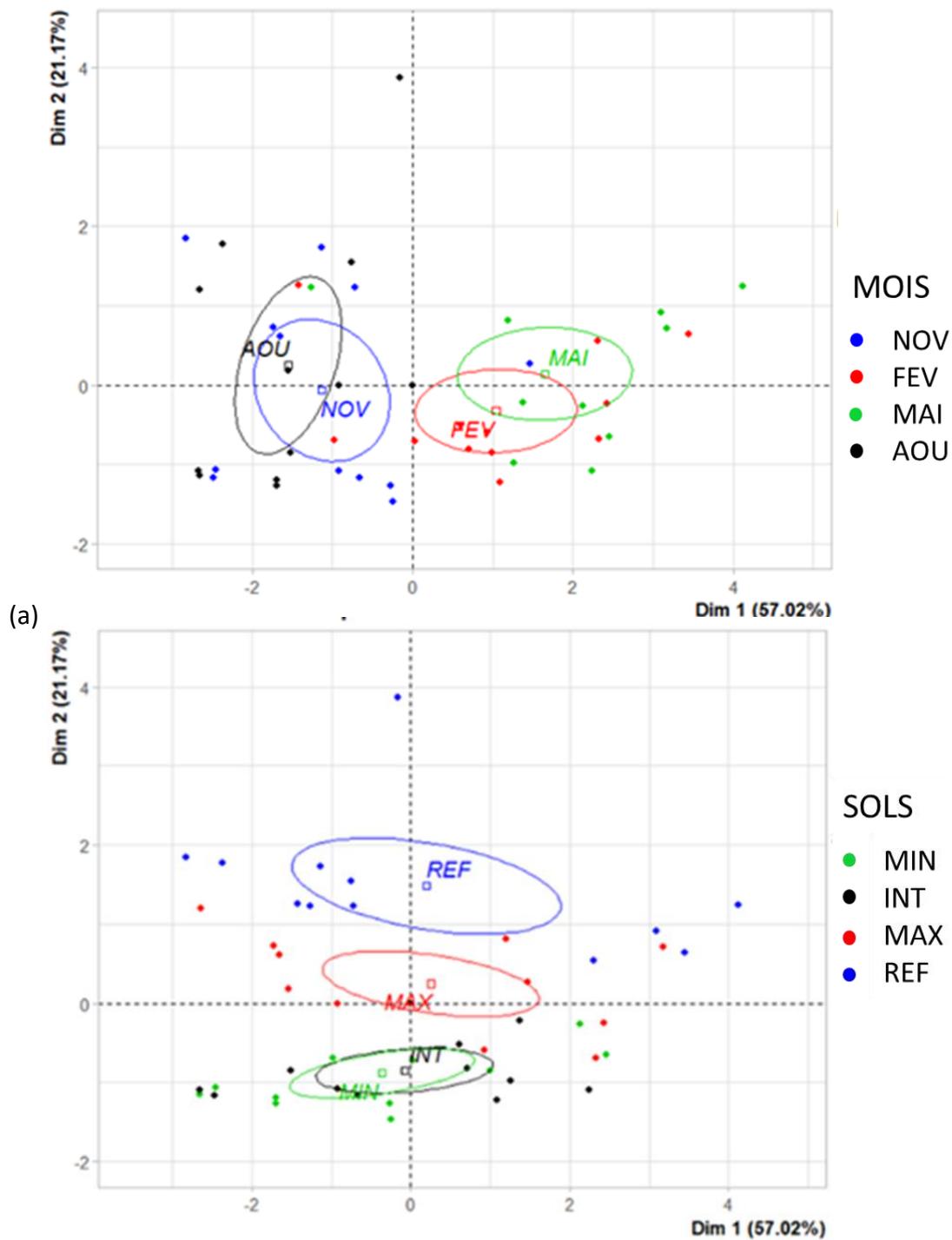


Figure 66: Projections des variables caractérisant la végétation dans le plan de l'analyse en composantes principales (ACP) pour (a) A-SBA, (b) N-PSM. BS_SURF : biomasse herbacée sèche surfacique, REC_IMAGEJ : recouvrement herbacé mesuré via le logiciel ImageJ, ESP_TOT : nombre total d'espèces, ESP_SEMIS : nombre d'espèces identifiées venant du semis, ESP_SPON : nombre d'espèces spontanées, FAMILLES : nombre de familles herbacées. L'échelle de couleur indique la contribution des variables à l'ACP.

Les observations de A-SBA se structurent selon la saisonnalité (novembre 2022, février, mai, août 2023) le long de l'axe 1 (Figure 67 - a) et selon les modalités de sol sur l'axe 2 (Figure 67 - b). N'ayant qu'une seule année de suivi, les effets de temporalité (installation) et de saisonnalité peuvent interagir, complexifiant l'interprétation de nos résultats. En effet, la diversité est plus importante en février et mai 2023 qu'en novembre 2022 et août 2023, ce qui plutôt cohérent avec les résultats le recouvrement. Cela peut s'expliquer par un effet de temporalité (premier échantillonnage moins de 6 mois après le semis et dernier échantillonnage en fin de cycle végétal), et/ou par effet de saisonnalité (effets de sécheresse de juillet-août). Les observations de MIN et INT sont superposées donc similaires (peu de recouvrement et de biomasse herbacée), et opposées aux observations de REF caractérisées par une biomasse et un recouvrement herbacés importants. Les observations de MAX sont en partie superposées à celles de REF, et se situent totalement au centre du plan de l'ACP, en intermédiaire de INT et de REF.

Pour N-PSM, les observations des 4 modalités se superposent : les distinctions entre modalités ou mois d'échantillonnage sont peu importantes, en cohérence avec les résultats précédents (Figure 68). La modalité MAX de N-PSM est associée à une biomasse et un recouvrement légèrement plus important, tandis que les données de MIN s'écartent un peu des autres modalités avec une diversité plus élevée.



(b) *Figure 67: Projection des individus pour les données du site A-SBA, et identifiés selon (a) les mois d'échantillonnage et (b) les modalités de descellement testées.*

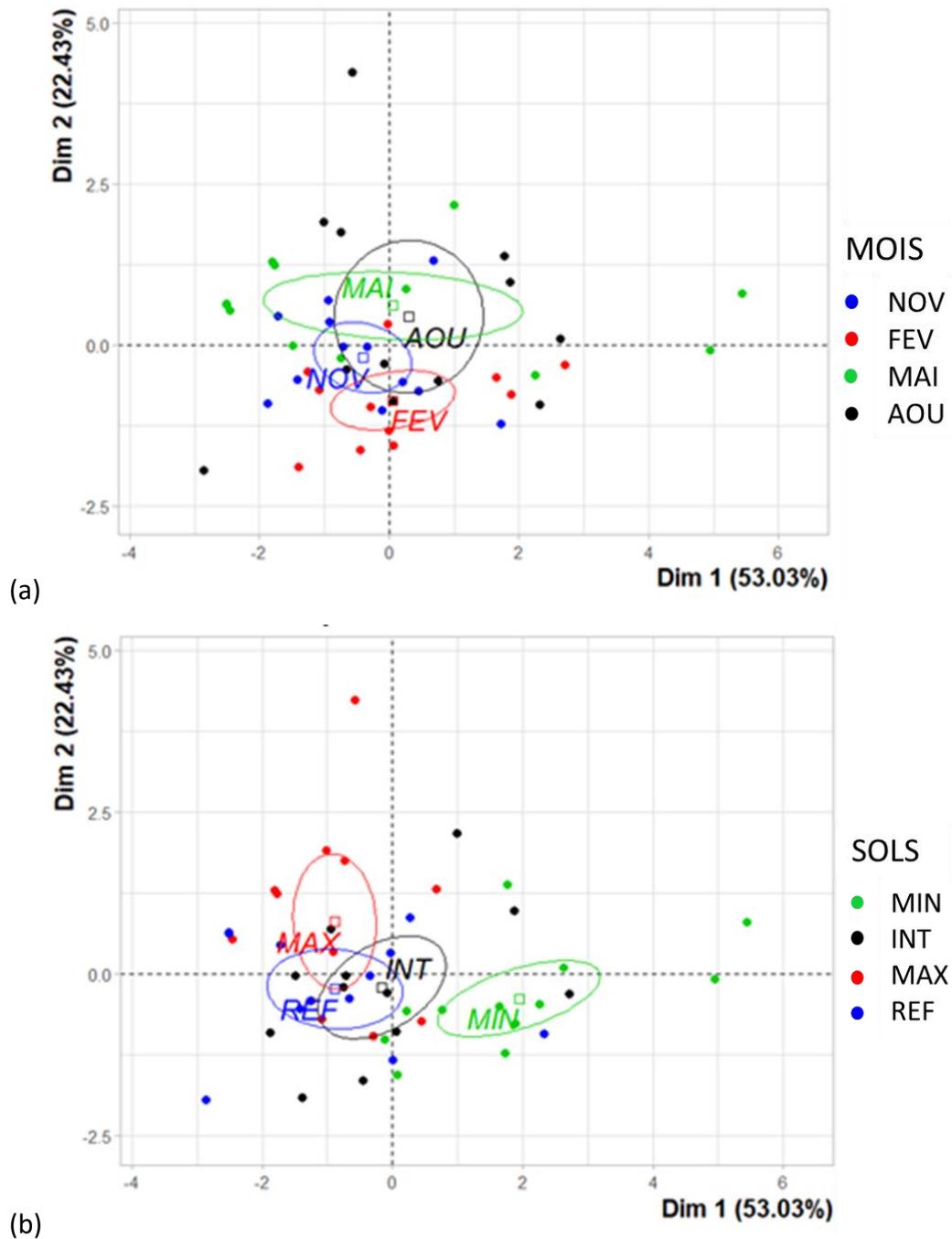


Figure 68: Projection des individus pour les données du site N-PSM, et identifiés selon (a) les mois d'échantillonnage et (b) les modalités de descellement testées.

5.1.2.4. Synthèse du développement de la strate herbacée

Les essais *in-situ* montrent les potentialités de chaque modalité de descellement en termes de développement herbacé quantitatif (biomasse, recouvrement), tandis que les variations de diversité est plutôt dues au site (granulat, ombrage), à la temporalité du suivi et

à la saisonnalité (Tableau 28). Pour les deux sites, la diversité herbacée est plutôt limitée (15 espèces au maximum par session), et majoritairement des espèces semées (47 à 100 % des espèces totales), indiquant une réussite du semis. Les caractéristiques édaphiques de MIN et INT de A-SBA limitent le développement en volume des espèces. Pour obtenir un développement similaire à un sol reconstitué de terre végétale amendée (REF), la décompaction est donc insuffisante. Pour A-SBA, le recouvrement et la biomasse de la modalité MAX sont importants. La biomasse est inférieure à celle de REF en partie au moins à cause des espèces spontanées (banque de graines et colonisation) qui ne sont pas nécessairement souhaitées. La réduction de recouvrement herbacé en août, qui a conduit à une absence de différences entre toutes les modalités, est sans doute dû à la fin du cycle de vie de certaines espèces annuelles ou bisannuelles, ainsi qu'aux conditions météorologiques de sécheresse estivale. Sur N-PSM, MIN présente une diversité un peu plus élevée et MAX est associée à une biomasse plus importante. Enfin, les résultats du couvert herbacé de N-PSM sont moins contrastés qu'à A-SBA, ce qui s'explique par les conditions de sol et d'ombrage.

Tableau 28: Synthèse pour chaque site des effets de la décompaction, d'un amendement organique de compost de déchets verts ou d'une reconstitution de sol, sur le développement quantitatif (biomasse, recouvrement) et qualitatif (diversité semée et spontanée) du couvert herbacé, classement croissant de ces résultats, et niveau assuré pour les services écosystémiques associés.

Site	Niveau d'intervention	Développement quantitatif	Diversité semée et spontanée	Classement intra-site	Service de production végétale	Service de soutien à la biodiversité
A-SBA	Décompaction	≈	≈	+	+	++
	Amendement	↗	≈ (↗ diversité semée)	++	+++	++
	Reconstitution de sol	↗↗	≈ (↗ diversité spontanée)	+++	+++	++(+)
N-PSM	Décompaction	↗ recouvrement ≈ biomasse	≈(↘)	+	++	+
	Amendement	↗(↗)	≈ (↗ diversité semée)	+++	+++	++
	Reconstitution de sol	↗	≈ (↗ diversité spontanée)	++	+++	++

5.1.3. Résultats du Tea Bag Index, indicateur de l'activité biologique de dégradation

5.1.3.1. Résultats inter-modalités

Pour A-SBA, la décompaction du sol ne stimule pas l'activité des micro-organismes puisque les taux de dégradation du thé sencha (matière labile) et du rooibos (matière récalcitrante) sont similaires entre MIN et INT (Figure 69). L'apport DV stimule l'activité de dégradation, avec des taux significativement plus élevés pour MAX que pour INT (pour 2 sessions sur 5 et pour 4 sur 5 pour le sencha et le rooibos respectivement). Enfin, le taux de dégradation de MAX est similaire voire plus élevé, que celui de REF, pour les deux thés.

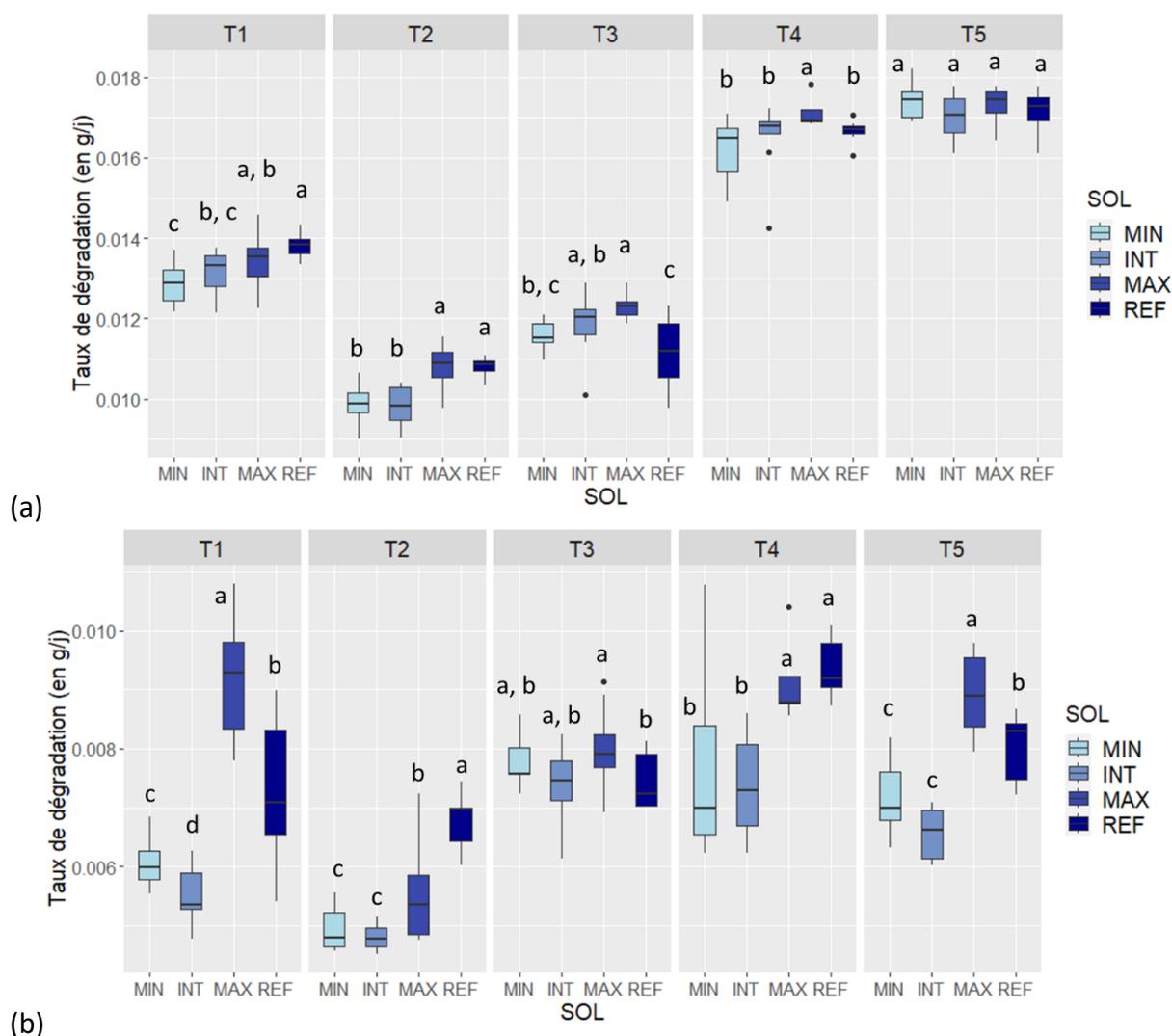


Figure 69: Taux de dégradation de la matière organique (a) Rooibos, (b) Sencha pour les modalités de sol de A-SBA. Deux lettres minuscules différentes indiquent une différence significative inter-sols. T1: mai-août 2022, T2: novembre 2022-février 2023, T3: février-mai 2023, T4: mai-août 2023, T5: août-novembre 2023

Pour N-PSM, les taux moyens de dégradation sont un peu plus élevés pour INT que MIN, mais non significativement différents ; ainsi, la décompaction ne stimule globalement pas l'activité de dégradation microbienne (Figure 70). Les sols plus riches en matières organiques (MAX et REF) présentent des taux de dégradation statistiquement similaires, voire plus élevés pour MAX, avec une tendance plus visible pour le rooibos que pour le sencha.

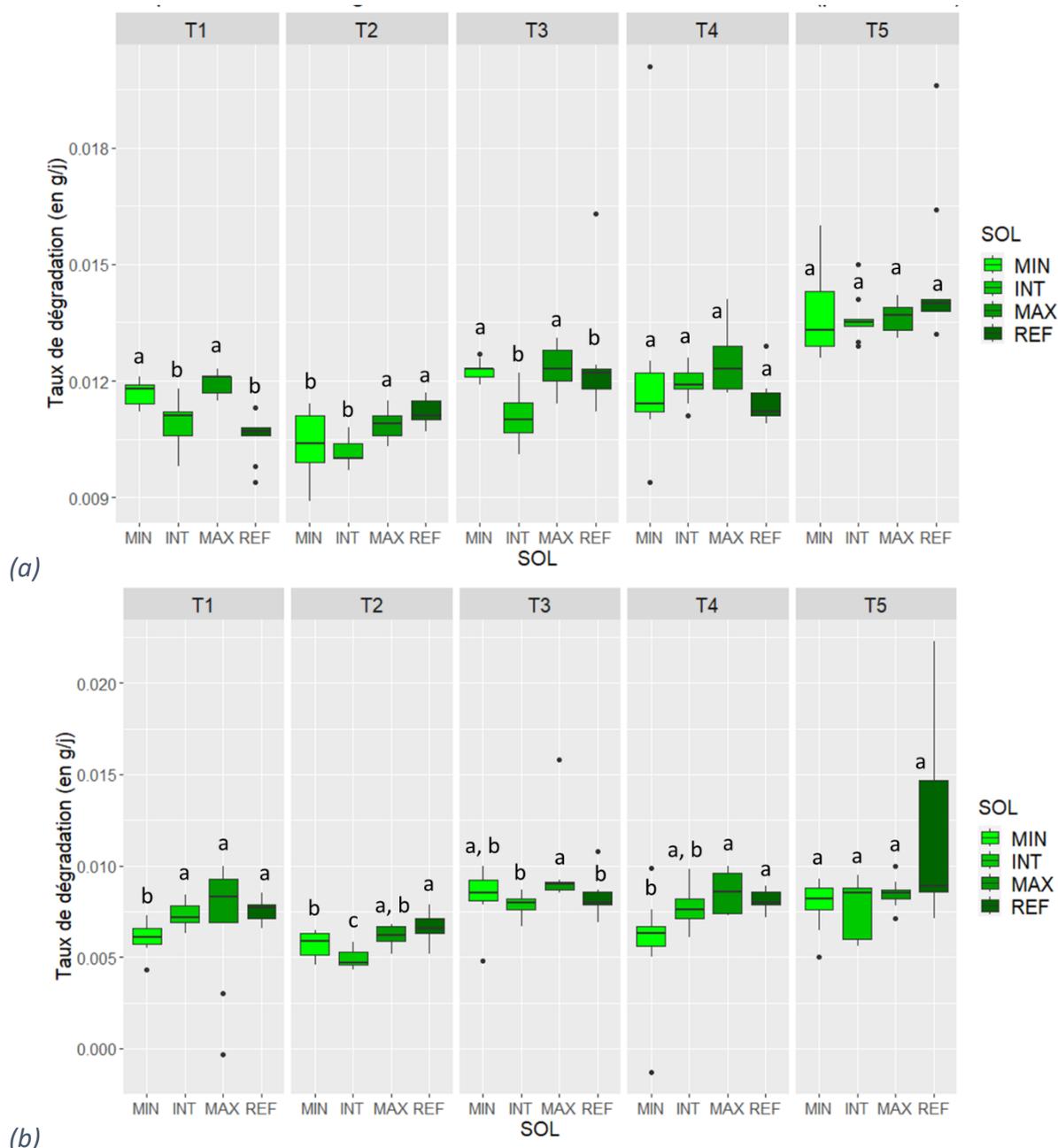


Figure 70: Taux de dégradation de la matière organique (a) Rooibos, (b) thé Sencha pour les différentes modalités de sol du site N-PSM. Deux lettres minuscules indiquent une différence significative inter-sols, pour les différents temps de mesure T1: mai-août 2022, T2: novembre 2022-février 2023, T3: février-mai 2023, T4: mai-août 2023, T5: août-novembre 2023

5.1.3.2. Evolution saisonnière de l'activité biologique de dégradation

Le Tea Bag Index est sensible aux différences de conditions abiotiques telles que la température et l'humidité du sol (Keuskamp et al., 2013). Pour les deux sites, les différences du taux de dégradation du sencha et du rooibos s'expliquent bien par les variations saisonnières (Figure 69 et 70, et Annexe 48). Les taux de dégradation du sencha suivent globalement l'ordre décroissant des campagnes suivant : T5 (août-novembre 2023), puis T4 (février-mai), T1 (mai-août 2023) et T3 (mai-août 2022), et enfin T2 (novembre 2022-février 2023) en hiver, lorsque les températures sont faibles et l'activité des organismes du sol réduite. Pour les deux sites, les taux de dégradation du sencha sont plus importants pour mai-août 2023 (T4) qu'en 2022 (T1), bien qu'il ait fait plus chaud en mai-août 2022. Cela est peut-être dû à une augmentation ou évolution des communautés microbiennes au cours du suivi, ou bien pour A-SBA cela peut être dû aux précipitations supérieures (186,2 mm d'eau pluviale en mai-août 2023 cumulés, contre 105,5 mm en 2022) ; pour N-PSM en revanche les précipitations sont plutôt similaires entre ces deux périodes (respectivement 178,4 et 185 mm de pluie cumulée en mai-août 2022 et 2023).

L'indice de k correspond au taux de dégradation initiale du rooibos, représentant la dynamique à court terme de la matière organique, tandis que l'indice S correspond à l'effet inhibiteur des conditions environnementales. Les valeurs des indices obtenus se situent dans la même gamme de valeurs que celles de Keuskamp et al. (2013), qui ont mis au point la méthode du Tea Bag Index, et dont les valeurs servent de référence comparative. La régression de k en fonction de S (Figure 71) permet d'identifier pour A-SBA quatre groupements, selon la similarité avec les valeurs de k et S de Keuskamp et al. (2013) et selon l'appartenance aux modalités de sol, voire à certaines campagnes de relevés. Le groupe 1 composé des valeurs de MAX et REF des campagnes T1, T4, T5 présente des valeurs de k élevées, associé à une dégradation forte de la matière organique labile, et des indices S faibles indiquant des conditions environnementales non limitantes. Ces valeurs de k et S sont très similaires à celles obtenues par Keuskamp et al. (2013) pour des mesures dans un sol de forêt humide ou de prairie européennes. Pour le groupe 2, les valeurs de k et S sont élevées, et très similaires à celles de sols de forêt ou de prairie pâturées européennes. Ensuite, le groupe 3, avec des indices k et S faibles, comporte les valeurs de MIN et INT des campagnes T1 et T5.

La biodégradation dans ces modalités de sol est faible, en lien avec les caractéristiques physico-chimiques des sols, puisque les conditions environnementales n'étaient pas limitantes en mai-août. Enfin, le groupe 4 incluant MIN et INT de T2 est caractérisé par des indices k faibles et S élevés. Ce groupe montre peu de dégradation, avec des conditions environnementales limitantes, similaires à des mesures obtenues pour un sol sableux de désert donc avec une biodégradation minimale. Les valeurs de k obtenues semblent augmenter avec la température (valeurs des sessions mai-août et février-mai 2023 plus importantes que celles de août-novembre 2023 et novembre-février 2023) (Figure 71), en cohérence avec Keuskamp et al. (2013), tandis que les valeurs de k ne semblent pas augmenter avec les TEV ou les précipitations, contrairement aux résultats de ces auteurs.

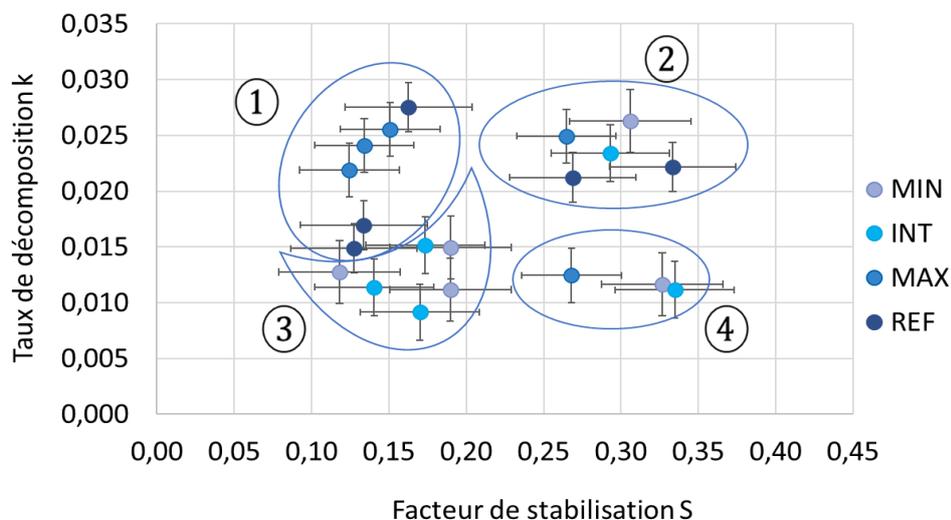


Figure 71: Taux k de dégradation initiale du rooibos en fonction du facteur de stabilisation S discriminant les modalités de sol du site A-SBA (couleurs), avec les barres d'erreurs (erreur standard). k représente la dynamique à court terme des apports. S représente l'effet inhibiteur des conditions environnementales sur la décomposition de la matière organique et est indicatif du stockage du carbone à long terme. Les calculs ont été effectués sur la base d'une durée d'incubation comprise entre 88 et 102 jours. Les cercles indiquent les regroupements principaux identifiés

La régression de k en fonction de S est présentée pour N-PSM en Figure 72. Seulement trois groupements sont distingués. Les valeurs de k et de S se situent dans la même gamme de valeurs que celles de Keuskamp et al. (2013). Les modalités MAX (T3, T4) et REF (T1, T3, T4, correspondant aux saisons d'activités biologiques), sont regroupées (groupe 1) et logiquement caractérisées par des valeurs de S intermédiaires et surtout de k élevées, indiquant une activité de la micro et méso pédofaune importante. Ces valeurs de k et S sont

très similaires à celles obtenues pour des mesures pour une forêt mixte autrichienne par Keuskamp et al. (2013), i.e., un sol riche. Ensuite, les données de la campagne T2 (novembre-février) et MIN de T4 sont regroupées (groupe 2) et logiquement caractérisées par des indices S élevés i.e., un effet limitant des conditions environnementales, et des valeurs de k faibles, i.e., liée à l'activité biologique réduite pendant cette période. Ces valeurs de k et S sont très similaires à celles obtenues pour des mesures dans des sols de forêts ou prairies ou de pâtures européennes. Les valeurs des campagnes T1 et T5 sont proches (groupe 3) et caractérisées par des valeurs de k et S intermédiaires. Les valeurs de k calculées semblent augmenter avec la température (valeurs des sessions février-mai et mai-août 2023 plus importantes que les autres) (Figure 72), en cohérence avec l'étude de Keuskamp et al. (2013). En revanche, les valeurs de k ne semblent pas augmenter avec les précipitations des périodes d'incubation (précipitations similaires).

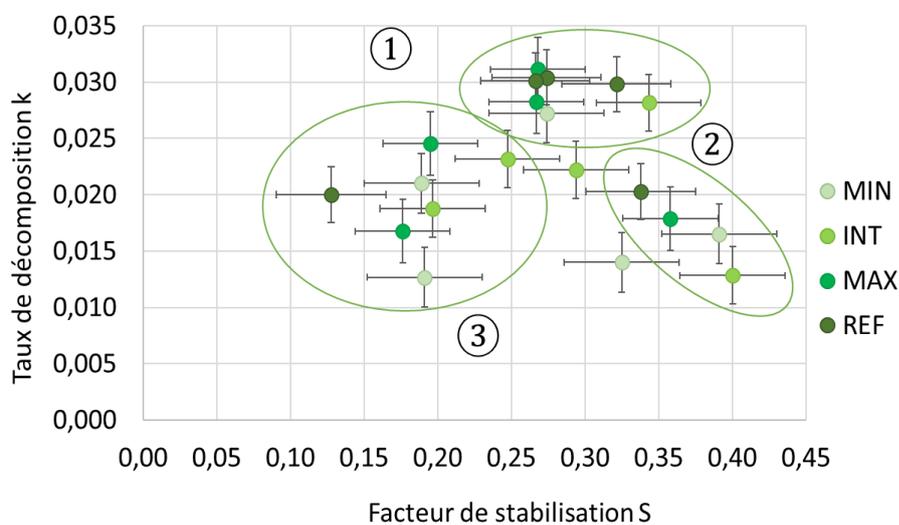


Figure 72: Taux de dégradation k et facteur de stabilisation S discriminant les différentes modalités de sol du site N-PSM (couleurs), avec les barres d'erreurs (erreur standard). k représente la dynamique à court terme des apports et S est indicatif du stockage du carbone à long terme. Les calculs ont été effectués sur la base d'une durée d'incubation comprise entre 89 et 104 jours. Les cercles indiquent les regroupements identifiés.

5.1.3.3. Synthèse des résultats d'activité biologique de dégradation

La dégradation obtenue du thé vert, une matière organique labile, est logiquement plus importante que celle du rooibos, plus récalcitrant. Les différences inter-sols indiquent les

mêmes tendances pour les deux thés et pour les deux sites. La décompaction n'a pas d'effet sur l'activité de dégradation microbienne. L'apport de matière organique sous forme de compost (MAX) stimule cette activité autant voire davantage qu'un sol reconstitué de terre et compost (REF). Toutefois, les caractéristiques de couvert herbacé (plus contrastées à A-SBA qu'à N-PSM) expliquent également les résultats de biodégradation (Tableau 29).

Tableau 29: Synthèse, pour chaque site, des effets de la décompaction, d'un amendement organique de compost de déchets verts ou d'une reconstitution de sol sur les taux de dégradation des matières organiques labiles, classement croissant de ces résultats, et niveau assuré pour la fonction de recyclage des matières organiques.

Site	Niveau d'intervention	Dégradation du sencha (matière labile)	Classement intra-sites	Fonction de recyclage de la matière organique
A-SBA	Décompaction	↗	+	+(+)
	Amendement	↗	+++	+++
	Reconstitution de sol	↗	++	+++
N-PSM	Décompaction	≈	+	++(+)
	Amendement	↗	+++	+++
	Reconstitution de sol	↗	+	+++

5.2. Discussion

5.2.1. Fonctions assurées ou potentielles de sols descellés selon différentes méthodes

Pour les deux conditions pédoclimatiques testées (sites A-SBA et N-PSM), les essais *in situ* montrent qu'une intervention minimale de descelllement sans amendement (MIN et INT) aboutit à une refunctionalisation plutôt faible des sols (Figure 73). Pour A-SBA, et de façon moindre pour N-PSM, les caractéristiques agronomiques des sols de MIN et INT (pH élevé, faibles teneurs en éléments nutritifs, granulométries grossières, etc.), associée à l'état compacté pour MIN (porosité faible, densité apparenté élevée) conduit à une fonction de rétention en eau faible, à des températures élevées (souvent supérieures à 25°C) avec des fluctuations thermiques journalières marquées, et donc probablement à des conductivités thermiques élevées (Manfredi, Cassinari, & Trevisan, 2016). Ces aspects sont moins favorables au développement d'un couvert herbacé qu'un sol reconstitué (REF). Notamment, les températures moyennes élevées de sol en périodes estivales mesurées pour MIN et INT

de A-SBA sont défavorables au développement quantitatif herbacé, et inversement ce couvert herbacé réduit (N-PSM) voire quasi-absent (A-SBA) contribue aux températures de sol élevées. Le fait de retirer l'enrobé imperméable avec ou sans décompaction et mélange des matériaux sous-jacents aboutit globalement aux mêmes performances pour la fonction de dégradation biologique des matières organiques, qui sont inférieures ou similaires à celles d'un sol reconstitué.

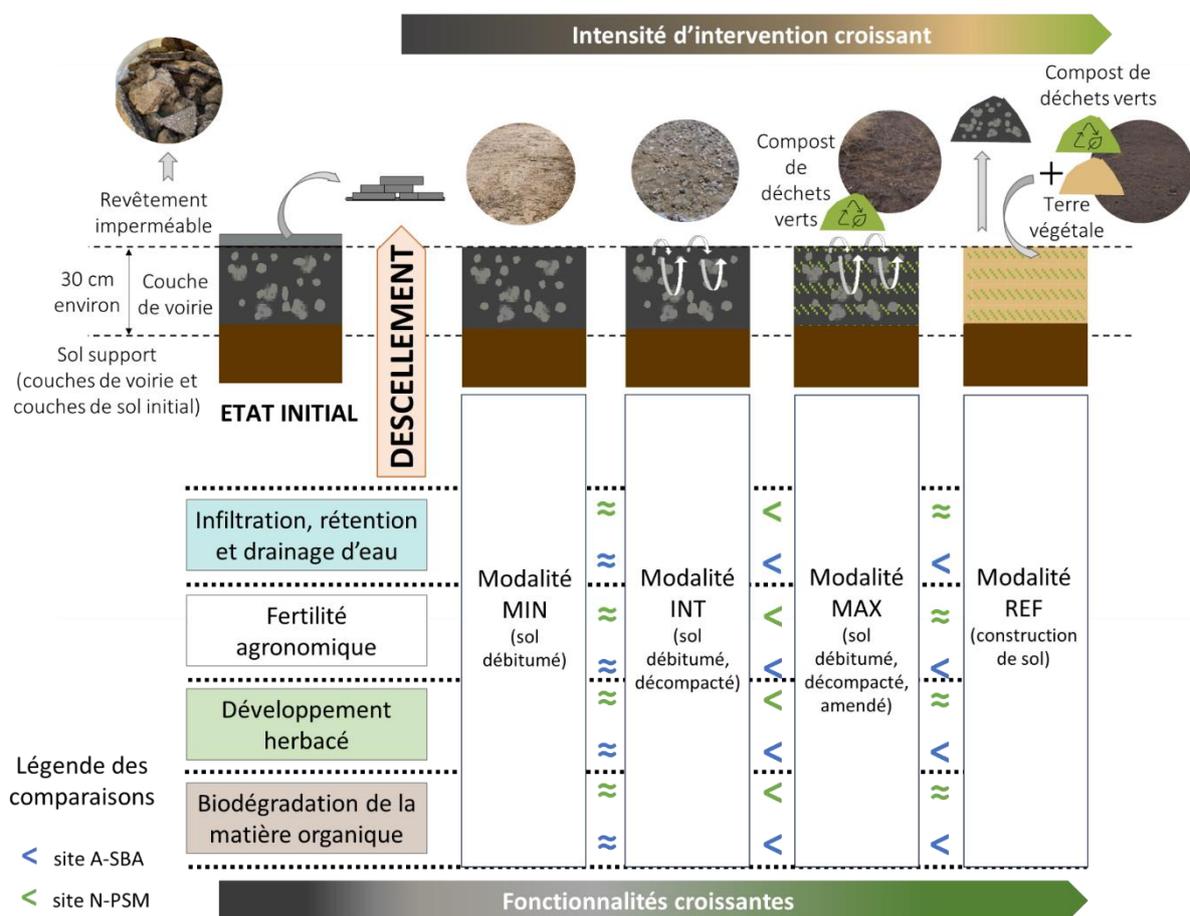


Figure 73: Bilan des résultats des essais in situ, quant aux fonctionnalités assurées par les différentes modalités de sol et leur comparaison. A l'état initial, les fonctionnalités étudiées sont considérées nulles. Les symboles de comparaison bleu correspondent aux résultats pour l'essai du site A-SBA (parking) et ceux en vert pour l'essai du site N-PSM (chemin).

L'ajout d'un tiers en volume de compost de déchets verts (DV) au sol (MAX) permet, dans le cas de N-PSM, d'obtenir des résultats physico-chimiques et biologiques (TVE, température, développement herbacé, activité de biodégradation) identiques au sol reconstitué. Pour MAX de A-SBA, ces résultats de TVE, température sont moins satisfaisants

que pour REF, mais suffisants pour assurer un couvert herbacé et une activité de biodégradation similaires à celle-ci (Figure 73). Ainsi, la méthode de descèlement MAX permet d'obtenir un niveau de fonctionnalités satisfaisant et plutôt similaire à celui obtenu par une reconstitution totale de sol. Cela est cohérent avec la littérature montrant une amélioration immédiate et pérenne des propriétés de sol ou matériaux techniques et du couvert végétal par ajout de DV (e.g., Vidal-Beaudet, Caubel, & Grosbellet (2009)).

Les sols descellés de MAX et REF présentent des températures similaires, légèrement plus élevées en hiver et surtout plus basses en été que les sols MIN et INT (surtout pour A-SBA). De même, les fluctuations de la température du sol au cours des cycles jour-nuit sont réduites dans les sols de MAX et REF. Manfredi, Cassinari, & Trevisan (2016) ont également mis en évidence ces deux aspects, en comparant des sols ouverts dégradés avec des sols restaurés contenant plus de matière organique. Le comportement thermique des sols descellés s'explique d'abord par leurs caractéristiques physiques, auquel vient probablement s'ajouter un effet du couvert herbacé et un effet de l'ombrage. En effet, l'ajout de compost a réduit la masse volumique apparente ($1,740 \text{ g.cm}^{-3}$ pour le granulats de A-SBA contre $0,519 \text{ g.cm}^{-3}$ pour le compost utilisé sur A-SBA), augmente la rétention en eau, permettant d'améliorer la capacité thermique et de réduire la conductivité thermique.

Le taux de biodégradation, qui est un indicateur indirect de la présence et des activités de la microfaune et des microorganismes, est améliorée par l'ajout de DV, servant de substrat pour ces organismes, en cohérence avec la littérature. Fourvel (2018) a montré, pour une terre végétale d'une part et pour des sols construits avec des sédiments d'autre part, que l'ajout de DV (40 % v/v) augmente la biomasse microbienne, la respiration spécifique (i.e., l'activité microbienne de minéralisation du carbone du sol) ou encore la teneur en carbone microbien qui augmentait de 107 % après 18 mois de suivi in situ. De même, Beesley (2014) a mis en évidence pour des sols urbains (de pelouse ou de décharge restaurés en espace verts), que les taux de respiration - et donc les activités microbiennes et de la pédofaune - sont augmentés par l'incorporation de DV. Beesley (2014) a également montré qu'avec l'ajout de DV, les taux de respiration étaient moins influencés par les variations thermiques. L'auteur a montré une corrélation positive entre l'humidité du sol et les taux de respiration microbienne. Burrow (2015) a montré que la présence d'un couvert végétal (semis de pelouse ou de prairie) permettait d'augmenter la diversité et l'abondance des communautés de

pédofaune, ainsi que la fonction de dégradation de la matière organique. (Vidal-Beaudet, Caubel, & Grosbellet (2009) a montré que la matière organique du DV améliore la masse et nombre des racines fines (< 1 mm). Un couvert différent pourrait permettre d'augmenter la fonction de biodégradation puisque Burrow (2015) a montré, sur des Technosols (terre limoneuse excavée en profondeur avec ou sans DV) que la dégradation de la matière organique (avec des litters bags) était plus importante avec un couvert de pelouse (3 espèces de graminées) ou de bois raméal fragmenté, qu'avec un couvert de prairie fleurie (17 espèces, graminées et plantes à fleurs), le même type que celui de nos essais.

La diversité végétale est plutôt limitée (au maximum 15 et 10 espèces différentes pour A-SBA et N-PSM respectivement), avec davantage d'espèces semées indiquant une relative réussite du semis choisi pour les deux sites. Nos résultats correspondent au nombre d'espèces observées par Séré (2007) pour des Technosols construits (semées et spontanées). La diversité obtenue est également cohérente avec la richesse spontanée moyenne obtenue par Vega & Küffer (2021) à Zurich (Suisse) en Mai-Septembre pour divers espaces urbains de moins de 300 m². Ces auteurs ont obtenu de 9 à 15,2 espèces en moyenne pour des quadrats de 1 km² constitués de patches d'au moins 1 m² abritant de 1 à 30 espèces. La plupart des espèces spontanées relevées à A-SBA et N-PSM sont communes aux habitats urbains, de pelouses, trottoirs ou de friches (Muratet et al., 2015).

Pour A-SBA, les biomasses et les hauteurs (et le volume herbacé) sont très élevés sur la parcelle REF, en partie attribuable à l'expression de la banque de graines de la terre végétale et à la colonisation spontanée. En comparaison, la modalité MAX produit un recouvrement important, une biomasse moindre, et un peu moins d'espèces spontanées et un peu moins présentes indiquant une meilleure réussite du semis, par réduction de la compétition inter-spécifique. Certains auteurs obtiennent toutefois une contribution du compost de déchets verts comme source non négligeable de graines (Séré, 2007). À N-PSM, la biomasse de 2023 ainsi que le recouvrement et les hauteurs en août et novembre 2023 sont plus importants pour MAX que pour REF. Cela est surtout dû à la présence importante de *D. carota* au stade floral sur MAX, une espèce pouvant atteindre le mètre de hauteur (Muratet et al., 2015), tandis que REF est dominé par *L. perenne*, pouvant atteindre 60-80 cm de haut (Moore et al., 2006; Muratet et al., 2015). Cette différence est probablement dû à

l'ensoleillement plus important sur MAX favorisant *D. carota* préférant une exposition en plein soleil, tandis que *L. perenne* préfère un milieu mi-ombragé. Pour les deux sites, *D. carota* est sur toutes les parcelles puisqu'il s'agit d'une espèce commune, prairiale ou de friche, de sols pauvres en azote (Muratet et al., 2015). Sur N-PSM, certaines espèces du semis sont présentes de façon sporadique (*E. vulgare*, *P. rhoeas*) ou absentes (*C. dactylon*, *C. cyanus*) car les caractéristiques écologiques (ombrage) et agronomiques ne correspondent pas aux exigences de ces espèces poussant plutôt sur des sols plus pauvres, secs et caillouteux, de friche, trottoirs ou de champs (Muratet et al., 2015), qui en revanche sont présentes sur les parcelles de A-SBA. Les résultats de diversité semée sont cohérents avec l'étude de Fischer, von der Lippe, & Kowarik (2013) qui ont montré que les traits fonctionnels des espèces diffèrent entre celles qui parviennent ou non à s'installer dans des sols urbains caillouteux de friches, qu'elles soient semées, colonisantes ou venant de la banque de graines (les traits des espèces qui réussissent sont liés à la compétition, tels qu'un port haut, des surfaces foliaires réduites, un cycle annuel, une reproduction végétative). Plusieurs de nos espèces semées sont compétitives (*D. carota*, *L. perenne*, *A. millefolium*, *E. vulgare*) ; plusieurs espèces sont vivaces (*D. carota*, *L. perenne*, *A. millefolium*, *F. rubra*), tolérantes à différents types de sol dont des sols pauvres, caillouteux, de friches, remblais, décombres ou au contraire à des sols plus riches (*D. carota*, *L. perenne*, *A. millefolium*, *P. rhoeas*, *E. vulgare*) ; des espèces réalisent de la multiplication végétative (*L. perenne*, *A. millefolium*). Par ces différentes caractéristiques, ces espèces semées peuvent donc coloniser les différentes parcelles expérimentales selon leurs préférences.

De la litière exogène (feuilles mortes, brindilles, graines) se déposent sur les parcelles expérimentales, venant principalement des arbres à proximité immédiate des parcelles (Figures 21 et 22). Cette litière exogène pourrait apporter des éléments nutritifs au sol et favoriser le développement végétal et/ou la dégradation microbienne. Pour A-SBA, les parcelles MIN et INT ne présentent quasiment pas de litière exogène (moins de 2g de litière sèche par session) (Annexe 49), tandis que la litière est significativement plus importante pour MAX et REF, plus proches de la source principale de litière (un chêne situé à côté de la parcelle REF) (Figure 21). Pour N-PSM, la litière arborée s'accumule plutôt sur MIN et INT. La variabilité de la masse sèche de litière peut être importante, jusqu'à un facteur 3 entre les quadrats d'une modalité donnée (Annexe 49). Pour chaque site et pour chaque modalité de sol, aucune

corrélation positive significative n'est obtenue entre la masse de litière exogène sèche et le recouvrement, ou la biomasse herbacée ou le taux de dégradation du Tea Bag Index (Annexe 50). Cela suggère un effet négligeable de l'apport de litière arborée pour le développement herbacé ou l'activité de biodégradation, ou des effets masqués par les autres facteurs.

5.2.2. Evolution précoce des sols descellés

Le peu de littérature scientifique sur les sols descellés limite la mise en cohérence entre les échelles temporelles d'essais expérimentaux et des processus pédologiques. Toutefois, comme pour les sols construits (Séré, 2007, 2018), les sols descellés de voirie peuvent remplir des fonctions et évoluer de manière similaire aux sols naturels, bien que la nature anthropique des matériaux parents contraigne le développement de ces sols (propriétés physico-chimiques défavorables, limitations en nutriments et en eau disponibles, etc). De plus, plus le sol est anthropisé et jeune, comme c'est le cas pour nos parcelles, plus ses propriétés évolueront rapidement et fortement dans le temps (Leguédois et al., 2016). Les modalités MAX et REF montrent effectivement une fonctionnalisation au cours du suivi de seulement 18 mois pour les deux sites (Figure 74). La dégradation du compost de déchets verts prend plusieurs années après application (Vidal-Beaudet et al., 2012), notamment pour les composants récalcitrants toujours présents après 5 ans. Ainsi pour MAX et REF, l'effet de l'amendement, qui sera dégradé au cours du temps par décomposition physique et minéralisation biochimique, s'étalera sans doute sur plusieurs années. En revanche, la fonctionnalisation des modalités MIN et INT est moindre, en particulier avec le granulats de A-SBA, dont les propriétés sont beaucoup plus limitantes. Ces modalités évolueront aussi mais sans doute au cours d'un temps plus long, comme le montre Gros (2002) qui a étudié des sols terrassés, caillouteux et dépourvus de matière organique, ressemblant donc à la modalité INT de A-SBA. Il a mis en évidence un début de reconstitution de la structure du sol dès la première année de végétalisation par semis qui se poursuit pendant plusieurs années, la formation de complexes argilo-humiques au cours du temps et une augmentation des fractions fines. Une évolution de l'agrégation ou de la texture des modalités de sols est donc envisageable dans les prochaines années d'évolution de ces sols, mais beaucoup plus rapidement pour MAX que pour INT et davantage à N-PSM qu' A-SBA. Les analyses de sol réalisées au cours du suivi *in*

situ - mais non reçues au moment de la rédaction du mémoire - permettraient de compléter la discussion de l'évolution précoce des différentes modalités de sols descellés.

Sur nos deux sites, les horizons du sol naturel tronqué sont situés à plus de 50 cm de profondeur et devraient donc avoir une influence relativement mineure sur l'installation du couvert herbacé. Ces couches sont situées à la même profondeur que les couches de sol naturel tronquées et enfouies étudiés *in situ* par Ugolini et al. (2020) et Maienza et al. (2021). Ces couches étaient enfouies sous des couches techniques d'une décharge ou d'un parking (revêtement imperméable et couches de base de sables et cailloux). Ces auteurs ont montré que ce sol naturel enfoui, une fois mis en surface et végétalisé, était fonctionnel dès 6 mois avec une évolution positive des caractéristiques physico-chimiques, de la pédofaune et du compartiment microbien au cours du suivi de 2 ans. Ses horizons sont moins impactés par le scellement (e.g., fertilité chimique un peu plus élevée, texture plus équilibrée) et présentent donc un niveau important de fonctionnalité plus rapidement que des couches de voirie de faible fertilité telles que les modalités MIN et INT. La perméabilité et la refunctionalisation des couches de surface pourraient entraîner une amélioration des fonctions des couches profondes de sol naturel avec lesquelles elles sont en lien (Figure 74).

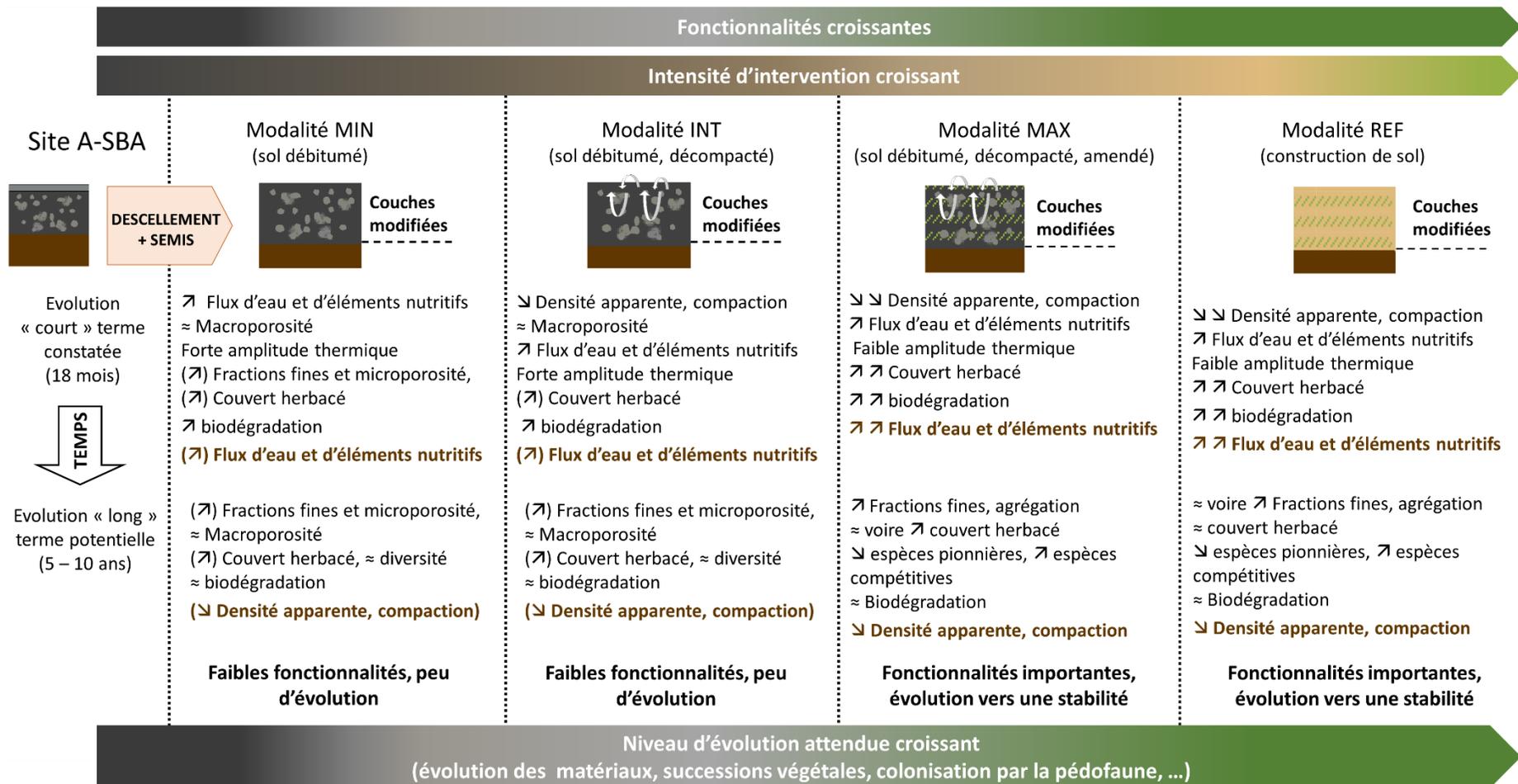


Figure 74: Fonctionnalités évaluées pour des sols descellés selon différentes méthodes à court terme, et évolution attendue à long terme

Après le semis effectué mi-mai 2022, le développement des plantes a été suivi de novembre 2022 à août 2023 afin d'étudier la dynamique des modalités de sol descellées. Ainsi, plusieurs espèces semées, et spontanées, ont réussi à s'installer et à se maintenir au cours de la période estivale de 2022 et de la période hivernale de 2022-2023 et également à se maintenir vis-à-vis de la compétition inter-spécifique. Ce maintien est fait de façon continue pour les vivaces et bisannuelles, ou par ressemage pour les annuelles (e.g., *C. cyanus*). On peut présumer que les espèces resteront établies pour les années suivantes, bien qu'une année de suivi supplémentaire confirmerait la dynamique végétale, puisque les deux premières années après la mise en place d'un sol correspondent à la phase initiale de recrutement et d'établissement des espèces (van Mechelen, 2015). Ensuite, lors du premier relevé (novembre 2022), des espèces spontanées étaient présentes, et leur nombre est resté plutôt stable au cours des relevés suivants. On peut donc présumer que la colonisation par les plantes spontanées s'est principalement mise en place durant les 6 mois écoulés entre le semis et le premier relevé. La diversité du couvert herbacé de MAX et REF pourra évoluer légèrement puisque la perturbation récente du sol qu'a constitué la mise en place des parcelles a permis la présence d'espèces spontanées, pionnières et/ou de sols riches (e.g., *Chenopodium album* retrouvé sur MAX et REF de A-SBA). Gros (2002) a montré que le recouvrement et la diversité herbacée s'améliorent au cours des années, avec les espèces semées présentes pendant au moins 4 ans suivi de l'apparition d'espèces autochtones (succession écologique).

Gros (2002) a montré des relations directes entre la structure du sol, la colonisation des racines des plantes et les activités microbiennes, avec des augmentations de teneur en carbone dans les sols restaurés. Deeb et al. (2016) ont montré pour des mélanges de terre excavée d'horizons profonds (sableuse carbonatée) et de DV que les plantes jouaient également un rôle positif dans l'augmentation de l'eau disponible dans les macro- et micro-pores. Ainsi, sur les sols descellés, les espèces herbacées qui se développent vont améliorer la structuration et l'agrégation du sol, *via* leurs racines, leurs exsudats et la stimulation de l'activité biologique de minéralisation. Plusieurs études montrent le temps potentiellement nécessaire à l'amélioration fonctionnelle biologique (microbienne, de pédofaune) de Technosols accueillant un couvert herbacé. Gros (2002) a observé pour un sol terrassé,

caillouteux, grossier et dépourvu de matière organique, s'apparentant à INT, que pendant 13 ans après des actions de restauration par semis herbacé, l'activité microbienne catabolique était réduite et la population microbienne restait très instable et dominée par des espèces opportunistes. Il est donc probable que des sols descellés, ayant également subi des dégradations majeures, demeurent perturbés dans leurs fonctionnements (biodégradation, activités microbiennes) pendant plusieurs années. Ensuite, Fourvel (2018) a montré que l'activité et la biomasse microbienne d'un mélange de DV (40 % en volume) à une TV ou à des sédiments, restent importants au cours des 18 mois de leur suivi, période trop courte pour leur permettre d'atteindre l'équilibre qu'une TV sans DV présente. C'est probablement également le cas pour nos sols descellés amendés, pour lesquels la période de 18 mois était trop courte pour observer une stabilisation de l'activité de dégradation microbienne. Ugoljini et al. (2020) ont montré pour des horizons profondément excavés, moins dégradés que nos granulats, qu'une végétation arbustive - irriguée quotidiennement de mai à octobre - enrichissait le sol en carbone organique à travers les apports de litière et la rhizodéposition, et favorisait la pédofaune (microarthropodes) et l'activité métabolique microbienne qui, au bout d'un an, était comparable à celle d'un sol reconstitué en terre végétale. De même, sur nos sites, l'amendement de compost permet d'accélérer la refonctionnalisation des sols et d'obtenir dès la première année de suivi, des résultats de biodégradation et de couvert herbacé similaires entre des granulats amendés et une terre végétale amendée (Figure 73). Ainsi il serait intéressant d'évaluer l'évolution des sols descellés après 5 ou 10 ans par exemple (Figure 74).

5.2.3. Colonisation et continuités écologiques

Les processus de colonisation par la végétation et par la pédofaune (successions écologiques, théorie des filtres environnementaux) s'appliquent également aux sols descellés, et les mêmes facteurs peuvent influencer cette colonisation (traits fonctionnels liés aux capacités de dispersion, éléments écologiques de connectivité, pratiques de gestion de la couverture végétale, effets physiques et biochimiques racinaires, ...) (Burrow, 2015; Hedde et al., 2019; Pruvost, 2018). D'après la théorie écologique des filtres, les espèces observées sur nos parcelles sont le résultat de trois filtres écologiques principaux : la capacité à atteindre le

site, leur tolérance aux conditions abiotiques (e.g., pédologiques, climatiques) et les interactions inter-espèces (e.g., compétition, mutualisme, prédation). La diversité herbacée observée sur les différentes parcelles est le résultat de ces différents filtres. Les deux sites présentent toutefois des contraintes différentes, en termes de conditions abiotiques (granulat de A-SBA plus limitant, ombrage plus important à N-PSM), climatiques et de connectivité environnementale (parking ou espace vert), conditionnant les filtres successifs. Le semis devait permettre aux espèces choisies de franchir le filtre de dispersion - qui s'appliquait aux espèces spontanées - tout en limitant les effets compétitifs entre les espèces semées. Pour cela, la densité de semis était volontairement élevée ($300 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) pour tenir compte des conditions de sol limitantes. Ce dosage peut être comparé à celui recommandé pour de la restauration écologique prairiale, allant de 140 à $310 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Région Languedoc-Roussillon & ADEME, n.d.). Des valeurs de $200\text{-}240 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ont également été utilisées dans des expériences de construction de sol (Séré, 2007). D'autre part, les pourcentages massiques de graines semées étaient spécifiques aux espèces afin de ne pas favoriser celles à forte capacité de germination ou de croissance aux stades juvéniles (e.g., *L. perenne*), et susceptibles de concurrencer excessivement les autres espèces (cas de certaines graminées vis à vis de dicotylédones peu concurrentes). Enfin, les coupes réalisées étaient annuelles et tardives pour respecter les cycles biologiques des espèces (semées et spontanées) et favoriser une diversité (Henry et al., 2011).

La diversité herbacée de A-SBA est probablement influencée par la colonisation spontanée depuis les espaces herbacés alentours, comprenant un espace végétalisé longeant les parcelles, un chêne dont le tronc est situé à moins de 6 mètres du site, un espace de pelouse à seulement 12 mètres du site et une prairie pâturée située à 35 mètres du site (Figure 21c). Pour N-PSM, bien que la diversité spécifique des divers espaces enherbés du parc n'ait pas été évaluée, il est évident que la colonisation des sols par les espèces végétales environnantes a contribué à la diversité herbacée observée. De plus, les parcelles sont longées d'un côté par de nombreux arbres et arbustes différents (de nombreuses plantules de chêne ont d'ailleurs été observées sur les parcelles expérimentales, provenant des arbres situés le long du site expérimental). Les sites urbains de friches abritent des habitats potentiels pour les espèces prairiales (e.g., Bonthoux et al. (2014); Burrow (2015); Fischer,

von der Lippe, & Kowarik (2013), bien que les conditions urbaines et édaphiques des Technosols impliquent de nombreux facteurs limitants.

La connectivité de sols descellés à des espaces végétalisés est également primordiale pour les communautés microbiennes et de pédofaune, étant à la fois indicateurs et facteurs d'une refunctionalisation (Burrow, 2015; Deeb et al., 2016; Willaredt, 2022). La colonisation de sols récemment perturbés par ces organismes dépend d'une part du mode de gestion du sol qui doit être favorable à l'installation et au maintien de la pédofaune, et d'autre part de la connectivité au maillage écologique local pour permettre une recolonisation par des organismes aux capacités de déplacement souvent limitées (Burrow, 2015). Willaredt (2022) a montré expérimentalement que des vers de terre étaient capables d'habiter et de se nourrir dans un Technosol de brique concassée et de compost de déchets verts (DV) et que leur activité conduisait à la formation d'agrégats organo-minéraux. Deeb et al. (2016) ont montré que des vers inoculés à des Technosols construits de terre excavée d'horizons profonds (sableux et carbonatés) et de DV se sont maintenus, permettant d'améliorer les propriétés hydro-structurales de ces sols, améliorant potentiellement la résistance à la sécheresse. Il est donc envisageable que le mélange de granulats et compost (MAX) et bien sûr la terre amendée (REF) soient également colonisés au cours du temps, probablement avec des espèces pionnières (collembolles épiedaphiques, vers épianéciques, taxons prédateurs) (Burrow, 2015). La colonisation serait également envisageable pour la modalité INT de N-PSM, mais pas pour MIN ni MIN et INT de A-SBA, limité notamment par l'état de compaction, le manque de matière organique et de fractions fines. La dégradation des matières organiques plus importantes pour MAX et REF sur les deux sites indique la présence active d'organismes pédologiques (microbiens et/ou de microfaune voire mésofaune). Ensuite, concernant le niveau de connectivité, Burrow (2015) a montré que la connexion des Technosols à un élément paysager (e.g., haies) joue un rôle principalement dans l'aide aux premières étapes de la recolonisation par la pédofaune (vers de terre, collembolles). Les sites expérimentaux sont plus ou moins entourés d'espaces végétalisés par différentes strates, ce qui est en faveur d'une potentielle colonisation par divers organismes. Sur A-SBA, des traces d'animaux (Annexe 51) ou des organismes de la pédofaune ont été régulièrement observés, tels que des cloportes, fourmis et scarabéidés, sur toutes les parcelles (Annexe 51), et des vers de terre également dans les sols des parcelles MAX et REF de A-SBA et N-PSM.

5.3. Conclusion

Les essais in situ permettent d'évaluer les caractéristiques, les fonctionnalités et le début d'évolution de plusieurs sols après descellement du revêtement imperméable. En conditions réelles, le granulat de parking est nettement plus limitant que celui du chemin de parc. Ces caractéristiques distinctes, ainsi que des différences d'ombrage ou d'ensoleillement marquées et les conditions météorologiques, expliquent bien les résultats physico-chimiques et biologiques obtenus. La diversité des espèces semées obtenue est plus importante que la diversité d'espèces spontanées, qui est parfois dû à la banque de graine mais surtout permise par la connectivité avec des espaces végétalisés pour les deux sites. Pour les deux usages initiaux, le niveau de fonctionnalités visées (fertilité agronomique, support d'ancrage, biodégradation de la matière organique, capacité de rétention ou stockage de l'eau) est généralement insuffisant pour les modalités sans amendement et inférieur aux modalités avec amendement ou par reconstitution de sol. L'apport de matière organique sous forme de compost de déchets verts permet d'enrichir le substrat provenant des sols scellés. Cette pratique offre des perspectives permettant de limiter le recours à la terre végétale, tout en assurant des fonctions et services dès la première année de suivi. Dans le cadre d'un aménagement végétalisé urbain, cette méthode permettrait également une gestion réduite de la végétation. Ce type d'expérimentation de descellement de sols avec génie pédologique sous forme de sites-pilotes temporaires (ou de sites démonstrateurs pérennes) permet de constituer une palette d'exemples utiles comme support de discussion entre acteurs du monde de la recherche, de l'aménagement urbain et du public.

Chapitre 6. Discussion générale

L'objectif de ce chapitre est de synthétiser les réponses apportées aux questionnements initiaux par les différents chapitres, et de proposer des préconisations pour rendre les dispositifs de descellement plus performants et guider les pratiques de mise en œuvre dans les villes.

6.1. Les fonctions et services rendus par les sols descellés

6.1.1. Bilan des résultats obtenus par les essais expérimentaux

Comme pour la conception de Technosols construits (Séré, 2007), les modalités expérimentales à base de granulats de voiries descellées, testées *in-situ* et *ex-situ*, avaient pour objectif l'obtention de sols fertiles en milieu urbain. Les opérations de descelllement combinées à du génie pédologique visent une refonctionnalisation. Contrairement à de la restauration ou de la réhabilitation écologique, elles ne cherchent pas à retrouver l'écosystème dans son état initial mais à créer un écosystème fonctionnel et compatible avec les objectifs du projet d'aménagement. L'opération doit aussi s'intégrer aux contraintes inhérentes au milieu urbain (détaillées dans le Chapitre 1).

Ainsi, dans le cadre d'un réaménagement paysager urbain, les essais *ex-situ* et *in situ* ont cherché d'une part à évaluer si des méthodes de descelllement économes en terre végétale rendent les mêmes fonctions et services qu'un sol reconstitué, et d'autre part à classer les performances de ces méthodes (Figure 75).

Premièrement, les granulats de parking (GA), et de façon moindre de chemin (GN), présentaient un niveau de fertilité faible et qui était insuffisant pour assurer un développement quantitatif satisfaisant du végétal herbacé choisi, que ce soit en conditions contrôlées (avec un apport hydrique non limitant) ou en conditions de terrain (Chapitres 4 ou 5) (Figure 75). C'était en particulier le cas pour le GA, très minéral, dense et de granulométrie grossière (0-31,5 mm). Ce matériau est couramment utilisé pour ce type d'usage de voirie, représentatif des espaces urbains les plus souvent descellés (Chapitre 2). Le GN était moins limitant, et ses caractéristiques physico-chimiques se rapprochaient moins du GA que de la terre végétale utilisée ou d'un horizon B (Chapitre 4). Toutefois, ce granulat était aussi plus atypique par rapport aux matériaux de voirie généralement utilisés, et par rapport aux typologies d'opérations de descelllement obtenues (Chapitre 2). Les granulats et leurs lixiviats n'étaient pas sources de contamination aux éléments traces métalliques (Chapitre 4), et qui pouvaient donc être réutilisés. Sur les parcelles de granulats sans amendements, la diversité herbacée relevée *in situ* était plutôt similaire au sol TV-DV, mais les recouvrements et biomasses (en lien avec les volumes aériens) très faibles indiquaient des conditions limitantes à restrictives, et aboutissaient à une fonction d'agrément réduite (Chapitre 5). Le niveau de

dégradation de matière organique (Tea Bag Index) de ces modalités était soit réduit soit comparable à des résultats obtenus sous un sol reconstitué de terre amendée. La faible fertilité des sols peut toutefois être recherchée dans certains cas, notamment pour stimuler la colonisation des espaces par une diversité floristique spécialisée. Des essais sur ces palettes devraient être testés pour envisager la mise en œuvre de ce type de modalité.

Deuxièmement, afin d'améliorer les fonctionnalités tout en économisant de la terre végétale par rapport à un sol reconstitué usuel, un tiers en volume de compost de déchets verts (DV) (Chapitres 4 et 5) ou de terre végétale et DV (Chapitre 4) a été ajouté à chaque type de granulats de voiries descellées. Les formulations obtenues étaient fertiles et multifonctionnelles puisqu'elles s'approchaient d'un niveau proche des résultats obtenus avec un sol reconstitué de terre amendée au DV, en conditions contrôlées comme sur le terrain (Figure 75). Les évaluations du développement du végétal ont aussi mis en évidence la mise en place d'une palette végétale ne présentant que peu de signes de stress abiotique. Les caractéristiques physiques, hydriques, et chimiques expliquaient bien les résultats de développement herbacé des mélanges testés sous serre (Chapitre 4). De même, les résultats physico-chimiques des essais *in situ* (TEV, température, CE mesurés en continu) étaient bien expliqués par les propriétés des sols et les conditions météorologiques, et expliquaient à leur tour les résultats du développement végétal et de la biodégradation (Chapitre 5). Les conditions écologiques environnantes (ombrage, connectivité) ont également influencé ces résultats, de façon modérée. L'aptitude de ces sols descellés amendés à assurer la fonction de support de végétation est confirmée avec un couvert herbacé homogène, haut, dense, pérenne (au moins 2 cycles de végétation) et diversifié (diversité spécifique, diversité structurelle), et cela pour différentes conditions (contrôlées ou non, deux climats et types de granulats différents). De plus, la présence *in situ* d'espèces spontanées - par dissémination à partir du milieu environnant ou d'une probable banque de graine - impliquent une adaptabilité d'autres espèces aux caractéristiques des différents sols descellés, ce qui est en faveur d'une installation durable d'une végétation et ce qui montre également que d'autres palettes végétales pourraient être testées.

Troisièmement, le revêtement en enrobé bitumineux provenant des parcelles du parking a été testé en incorporation dans les granulats seuls ou avec DV (Figure 75). Les caractéristiques de ce matériau le rapprochaient du granulats de parking. Il ne présentait pas

de risque lié à l'amiante ou aux hydrocarbures, mais réduisait légèrement la fertilité agronomique, la rétention en eau et le développement végétal, ce qui est donc plutôt en faveur soit d'une réutilisation dans des sols trop riches et trop peu aérés, soit d'une revalorisation dans les filières existantes (enrobé recyclé), soit pour une valorisation purement paysagère (dans un muret ou une bordure par exemple).

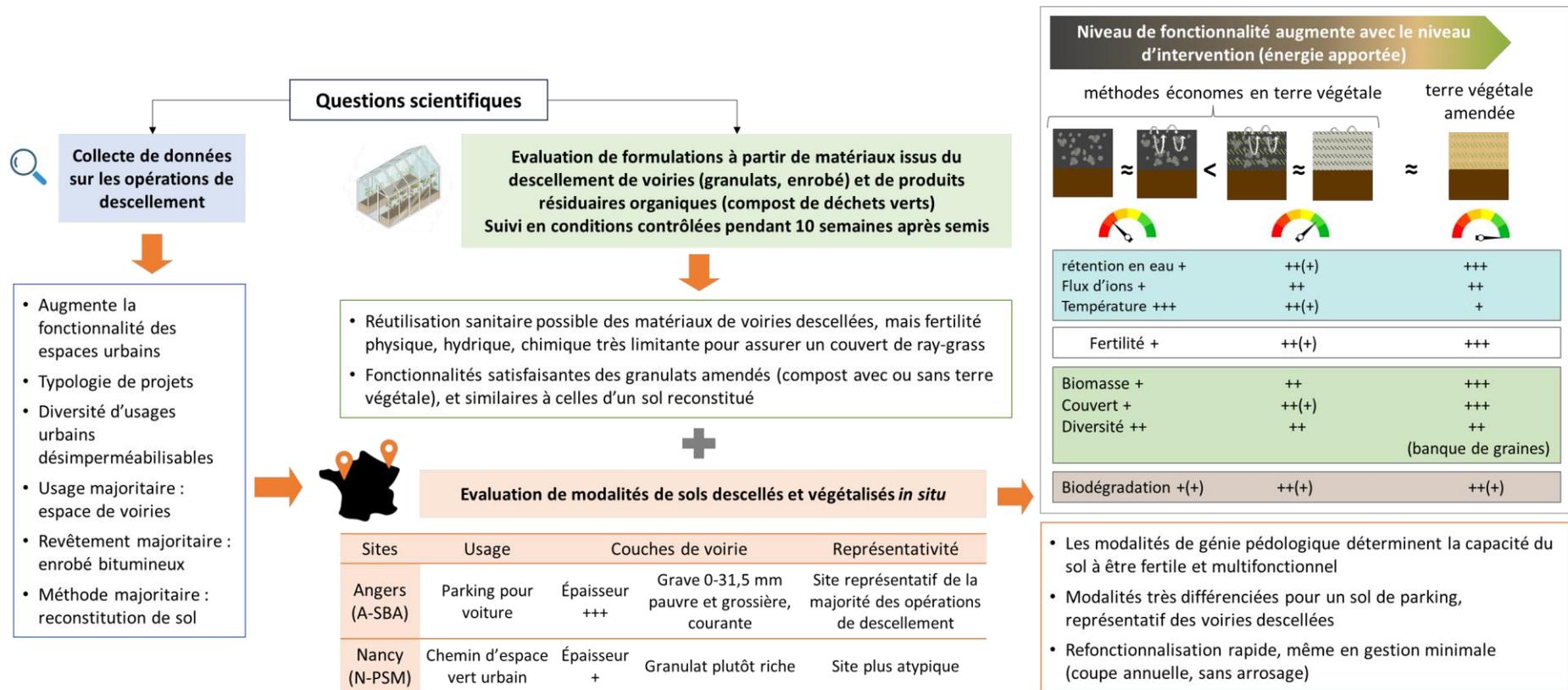


Figure 75: Résumé des étapes suivies au cours des chapitres précédents et des principaux résultats obtenus

6.1.2. Des services rendus par l'écosystème de sol de voiries descellées et du couvert végétal

L'imperméabilisation des sols étant l'une des principales causes de dégradation des sols (Chapitre 1), associé à très peu de SE (Morel, Chenu, & Lorenz 2015), le fait de permettre à nouveau des échanges (d'eau, de gaz, d'éléments) entre les matériaux découverts et le milieu environnant conduit nécessairement à une augmentation des fonctionnalités et des SE des sols. Les travaux expérimentaux mettent en évidence que des écosystèmes de sols descellés, avec leurs couverts herbacés, leurs compartiments microbiens et leurs pédofaunes, assurent des fonctions dont l'intensité varie selon la méthode de génie pédologique : une désimperméabilisation de surface (MIN), une décompaction (INT), une décompaction et un amendement (MAX), une reconstitution complète (REF) (Figure 76). Les sols descellés assurent des fonctions de fertilité agronomique et une capacité de rétention en eau (surtout pour les formulations avec DV ou DV-TV), une fonction de drainage (surtout pour GA), d'innocuité et de dégradation des matières organiques. Ces différentes fonctions sont associées aux SE de régulation du cycle de l'eau, des nutriments, la production végétale (non alimentaire) ou encore au soutien à la biodiversité (Figure 76). Ces résultats sont cohérents avec la proposition des niveaux de SE de Morel, Chenu, & Lorenz (2015) pour les sols végétalisés faits par génie pédologique. Globalement, ces services rendus par les sols descellés étaient cohérents avec les objectifs majeurs du descellement identifiés dans l'enquête (Chapitre 2, à savoir la GIEPU, la végétalisation urbaine et la régulation thermique, ainsi qu'avec des objectifs plus secondaires tels que le soutien à la biodiversité.

Ensuite, des sols descellés amendés avec du DV avec ou sans TV, ou même les granulats de chemin non amendés (GA, GN), peuvent accueillir, comme avec des sols reconstitués de TV-DV, une diversité végétale spécifique d'espèces semées et spontanées qui contribuent aux services rendus. Cette diversité est également structurelle puisque les espèces de graminées et de plantes dites à fleurs présentes sont de différentes formes de port, de feuilles, de fleurs, de hauteurs, de couleurs, ou encore de longévité et de périodes de floraison. Ce couvert herbacé contribue donc aux services culturels (valeur d'agrément et aménités psycho-sociales liées à la présence de la nature, dépendant de l'observateur), de régulation (micro-climat, cycle de l'eau), de soutien de biodiversité (habitat et nourriture pour

la faune, attraction des pollinisateurs), et bien sûr de production non alimentaire (structuration et stabilité du sol, apports de litière). Cela est cohérent avec les objectifs de la végétation installée sur les espaces descellés (Chapitre 2) : celle-ci doit jouer un rôle direct dans la gestion des eaux pluviales ou tolérer les conditions de sécheresse estivale accentuées en milieu urbain dense, tout en offrant des avantages esthétiques, voire en contribuant au confort climatique, à la sensibilisation et aux liens sociaux, ou encore à la biodiversité urbaine. De plus, d'après Lothodé et al. (2020), le service de régulation du climat local (atténuation de l'îlot de chaleur urbain), peut être estimé par les processus d'évaporation et de transpiration - mesurables mais complexes - ou estimé indirectement par les fonction de fertilité agronomique (pour assurer le développement de la végétation), de la fonction de rétention en eau (eau susceptible d'être en partie évaporée), auquel peut être rajouté la fonction de production végétale avec des indicateurs quantifiant le développement végétal et selon le type de végétation, ainsi que l'indicateur de température du sol. Ainsi, si l'on applique cette démarche à nos différentes modalités de sols descellés, un sol descellé avec amendement organique participe davantage au service de régulation du climat local que ceux non amendés.

La sélection des plantes adaptées aux sols de voirie descellés pourrait se baser sur les préférences écologiques (climatiques et édaphiques), combinées aux traits fonctionnels, qui peuvent être associés à des services écosystémiques spécifiques (Pérez-Harguindeguy et al., 2013; van Mechelen, 2015). Dans ce sens, van Mechelen (2015) a montré que de nombreuses espèces méditerranéennes, choisies selon leurs traits fonctionnels, étaient adaptées à un usage de toiture végétalisées extensives sur substrat peu profond (5 ou 10 cm, bien que ce substrat ait été fait de terreau), en climat méditerranéen comme tempéré. De même, l'étude GROOVES montre que les toitures végétalisées extensives constituées de sols pauvres et de faible épaisseur peuvent accueillir une flore originale d'espèces caractéristiques des pelouses sèches ou sableuses (Barra & Hemminki, 2021). Van Mechelen (2015) conseille de combiner différents types de végétation, y compris des succulentes, des annuelles, des géophytes et les hémicryptophytes, les premières pouvant servir de plantes nurses pour les autres lorsque les conditions environnementales sont difficiles. Ainsi, pour améliorer davantage certaines fonctionnalités et services des sols descellés, d'autres types de végétation pourraient être testés, telles que des semis avec des espèces de fabacées (absentes du mélange testé), pour

favoriser l'enrichissement des sols en azote, ou pour les sols descellés sans amendement, des espèces végétales xérophiiles de rocaille ou de pelouse mi-sèche, suivant la même logique que pour les espèces adaptées aux les toitures végétalisées extensives. Cette approche revêt une pertinence accrue à la lumière des projections climatiques futures indiquant que la situation climatique future prévue dans les climats tempérés se rapprochent des conditions environnementales méditerranéennes actuelles. D'autre part, la mise en place de sols moins fertiles peut également être intéressante pour favoriser le maintien d'espèces peu fréquentes en milieu urbain (e.g., des messicoles *P. rhoeas* ou *C. cyanus*, en régression).

Toutes les fonctions rendues par un sol sont interconnectées de manière complexe (Stas et al., 2016). Ne pouvant être exhaustifs, les essais ont mis l'accent sur certaines d'entre elles, mais il serait par exemple intéressant d'évaluer la contribution de différents sols descellés à d'autres fonctions ou service, tel que celui de stockage de C_{org} dans les sols et la végétation qu'ils supportent. Les données pourraient notamment contribuer aux modélisations du C_{org} des sols urbains (e.g., comme dans les travaux de Cambou (2018) pour les sols urbains ouverts ou scellés).

On peut également se poser la question du temps nécessaire à un site descellé et végétalisé pour être esthétiquement bien perçu par les usagers. En effet, l'acceptation et l'appropriation par les usagers d'un site est déterminante dans l'évolution et la gestion d'un site réaménagé, et pour que l'opération de réaménagement soit reproduite ailleurs. A priori, en période de végétation, les techniques de descelllement assurant un couvert végétal important ou une diversité structurelle (de formes, de couleurs, et donc d'espèces) seraient plus facilement acceptées par les usagers, et davantage avec des espèces à fleurs et/ou à vocation ornementale (prairie fleurie). L'acceptabilité paysagère serait plus difficile à assurer pour les mois suivants la fin des cycles reproductifs végétaux, lorsque la strate herbacée ne présente plus de fleurs. La présence réduite d'espèces spontanées est préférable du point de vue de l'acceptation sociale, mais d'une part cette perception évolue avec le développement de la gestion écologique et des sciences participatives (Natureparif, 2016, 2019), d'autre part les espèces spontanées permettent de diversifier davantage le couvert et d'augmenter potentiellement les services rendus par cet écosystème (Robinson & Lundholm, 2012). Les surfaces descellées, et notamment les matériaux utilisés (granulats de voirie, compost de déchets verts) pourraient également être perçus positivement par les usagers, comme

montré dans le projet SITERRE (Damas & Coulon, 2016). Cette analyse de l'acceptabilité montre que les déchets verts, le compost de déchets verts et de boues, ou encore les briques concassées sont bien perçus et appréciés visuellement. Les participants à cette enquête d'opinion pensaient d'ailleurs unanimement qu'il était possible de construire un sol à partir de différents matériaux anthropiques, perception qui pourrait également s'appliquer aux Technosols descellés. Comme pour tout projet de réaménagement paysager, la pédagogie est un levier d'action pour sensibiliser les usagers aux bénéfices de projets de descellement. Dans le cadre de cette thèse, un panneau informatif et schématique a d'ailleurs été installé devant le site d'A-SBA, expliquant aux usagers du dépôt de bus, la démarche expérimentale réalisée sur leur lieu de travail.

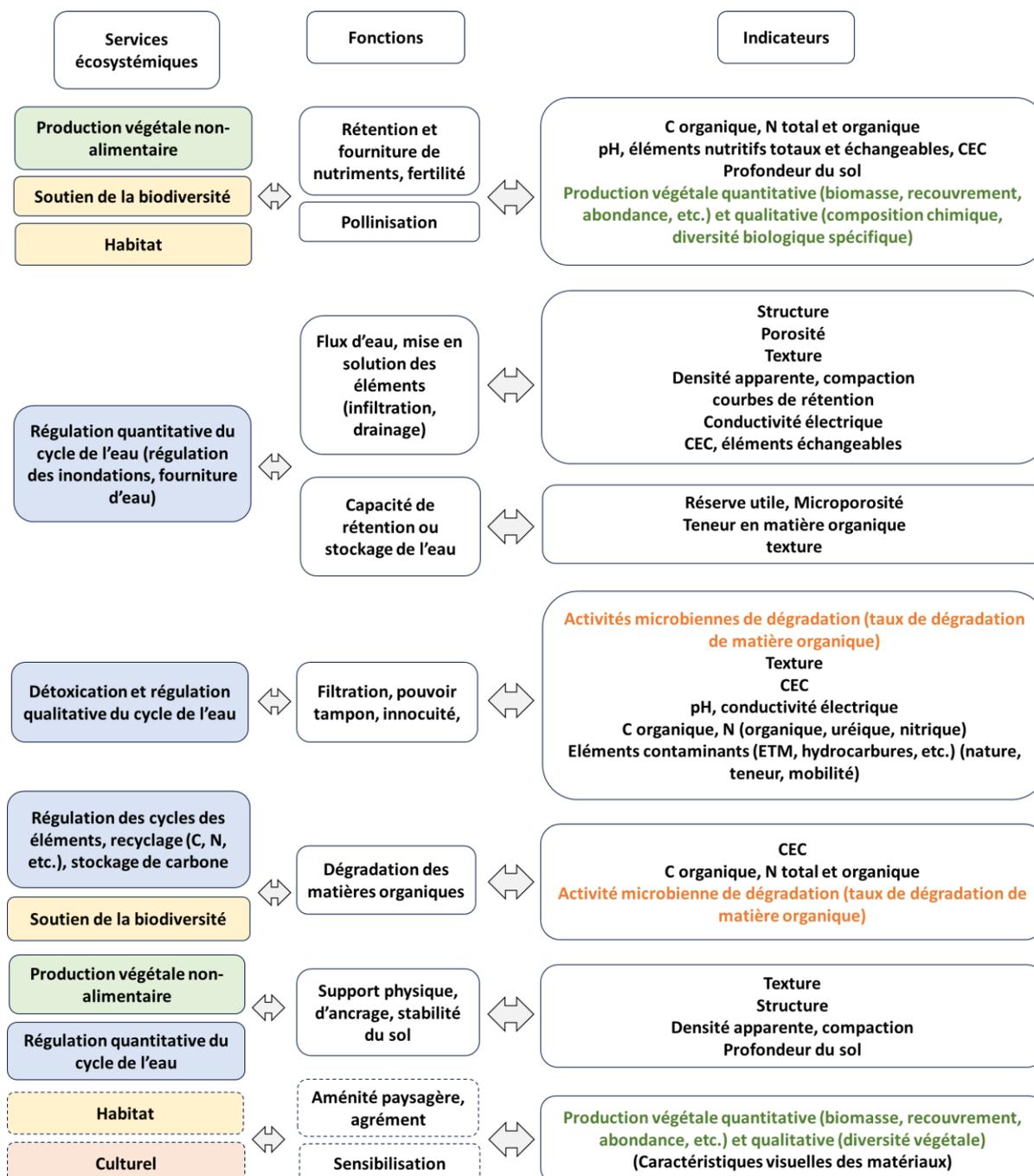


Figure 76: Indicateurs mesurés sur le compartiment sol (en noir), végétation (en vert) et microbien-pédofaune (en orange), ainsi que les fonctions du sol et les services écosystémiques associés (d'après Gros, 2002; MEA, 2005; Blanchart et al., 2017; Stas et al., 2016). Les fonctions et services indiqués en pointillés n'étaient pas visés de façon privilégiée dans cette étude mais peuvent être relativement discutés.

6.1.3. Indicateurs de fonctionnalité de sols descellés

Les caractéristiques et fonctions rendues par un sol sont évaluées sur la base de différents paramètres ou indicateurs (Lothodé et al., 2020). Les indicateurs utilisés dans nos expérimentations traduisaient les fonctions et les services visés (Figure 76). Ils permettent un compromis de coûts, de temps, de précision, de systématisme et de facilité. Plusieurs de ces mesures sont réalisées par la plupart des laboratoires d'analyses de sol (e.g., C_{org} , N_{tot} , pH, texture). En complément des mesures classiques de laboratoire, un accent a été mis sur la faisabilité des mesures. Ainsi, certains des indicateurs sont accessibles, simples d'utilisation ou peu coûteux : pH, Tea Bag Index, recouvrement herbacé visuellement ou par analyse d'image, biomasse herbacée, ou encore la diversité spécifique qui peut être évaluée au sein du programme « Florilèges Prairies urbaines » par exemple. La minéralogie des graves présentes dans les granulats apporterait des renseignements sur la susceptibilité à l'érosion et la capacité à fournir des fractions fines des granulats. En complément des données sur la partie aérienne de la végétation, des caractérisations racinaires auraient pu permettre d'évaluer la fonction de support de végétation, avec la capacité des racines à pénétrer et explorer le sol et l'effet du développement racinaire sur l'amélioration de la structure du sol. Des mesures pourraient renforcer et compléter les indicateurs utilisés, telles que les activités enzymatiques microbiennes des sols ou la diversité de la pédofaune (par exemple via l'observatoire participatif de la qualité biologique des sols urbanisés (QUBS)). En effet, comme la biodiversité à plusieurs niveaux trophiques est nécessaire à la multifonctionnalité des écosystèmes (Soliveres et al., 2016), celle-ci devrait, idéalement, être évaluée à ces différents niveaux. Certaines données accessibles aux maîtrises d'ouvrage et maîtrises d'œuvre peuvent s'avérer utiles pour choisir un site à desceller puis pour le caractériser, telles que la topographie, les usages antérieurs, de précédentes analyses sur l'état environnemental, sur l'état des revêtements, sur l'état de pollution des sols, sur la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol, la profondeur des nappes phréatiques, etc. Ainsi, la connaissance des usages passés peut permettre d'appliquer le principe de précaution pour éviter de desceller un site potentiellement pollué et où un descellement conduirait à une remobilisation de polluants.

Le choix des paramètres à mesurer sur des sols descellés faits de granulats de voiries se heurte au manque de littérature scientifique sur le sujet. Les indicateurs choisis étaient cohérents avec d'autres études sur des sols construits ou restaurés. Par exemple, pour évaluer la qualité de divers sols modifiés pour une restauration, Manfredi, Cassinari, &

Trevisan (2022) ont utilisé certains paramètres physiques (texture, densité apparente et porosité) comme indicateurs de changement lent, et des paramètres chimiques comme indicateurs dynamiques (C_{org} , N_{tot} , pH, CEC, P_{Olsen}). Nous avons eu recours à plusieurs des paramètres les plus fréquemment utilisés listés par Cambou (2018) à partir de plus de 9 600 analyses de sols urbains (scellés et ouverts) (analyses incluant nécessairement le C_{org}) *via* une enquête auprès de 19 organismes de recherche publics et privés.

6.2. Méthodologie de refonctionnalisation de sols descellés

Les granulats sont les éléments les plus déterminants des profils de sol scellé et doivent donc être analysés et caractérisés, pour orienter les choix de techniques de génie pédologique. Parmi les formulations testées, celles de granulat - compost et de granulat - compost - terre présentent un potentiel pour la création d'espaces urbains descellés « renaturables », dont l'intégration paysagère serait favorisée par un couvert visuellement bien développé, dense et diversifié dès la première année. Ainsi, le fait de retirer uniquement le revêtement de surface ne suffit pas pour une refonctionnalisation satisfaisante et rapide : cela nécessite un couplage avec des techniques de génie pédologique (décompactation, végétalisation, amendements, formulations de mélanges et d'horizons) (Figure 77).

Dans le cadre des projets de recherche (REBU et Bio-TUBES), des expérimentations ont été effectuées afin de comparer trois techniques de restauration de sol : le laisser-faire, des techniques de génie écologique (décompactage, inoculation de micro-organismes, végétalisation) et de la construction de Technosols combinés au génie écologique. Bien que les trois méthodes aient permis d'améliorer les fonctions écologiques des sols (fertilité, rétention d'eau et de support de biodiversité), la méthode par génie écologique était le meilleur compromis entre le niveau de fonctionnalité atteint au bout d'un temps donné et le niveau d'intervention (dont le coût et l'apport de matériaux exogènes). Le même principe s'applique aux méthodes testées dans nos expérimentations, où la rapidité avec laquelle les objectifs de refonctionnalisation sont atteints est liée à l'énergie investie pour la refonctionnalisation. L'apport d'amendement organique venant de déchets valorisés est un bon compromis entre le niveau d'intervention (plus élevé pour un sol reconstitué ou

reconstruit que pour une désimperméabilisation de surface) et des fonctionnalités satisfaisantes (qu'un sol descellé non amendé ne peut fournir suffisamment rapidement). Du point de vue plus opérationnel, comme le génie pédologique permet de modifier la fertilité, le fonctionnement hydrique, thermique, et d'orienter la nature de la végétation adaptée à ces conditions, ces aspects pourraient être encore davantage optimisés. D'autres modalités de descellement pourraient être testées avec d'autres ratios, matériaux ou fractions granulométriques (tamisage ou broyage des fractions grossières), en modifiant également les horizons sous-jacents, par inoculation de mycorhizes, par des semis de fabacées, etc, pour accélérer davantage la refunctionalisation, au prix d'un niveau d'intervention plus élevé.

Considérant des aspects plus appliqués, la mise en œuvre de descellement de sols avec réutilisation *in situ* des matériaux nécessite une logistique pouvant être importante (engins de chantier) et qui pose la question de l'organisation du chantier, et notamment au recours à un espace de stockage et de préparation des mélanges des matériaux.

La gestion et l'usage des sols seront également déterminant dans l'évolution du couvert végétal des sols descellés. Le développement conséquent de la végétation sur REF impliquerait des coupes plus fréquentes que pour la parcelle MAX, indiquant que le niveau de fertilité est presque trop élevé pour un usage d'espace vert urbain. Une couverture importante de la végétation peut être exigée pour des raisons esthétiques, d'acceptation sociale ou de stabilité malgré une fréquentation importante. Des plantations peuvent être effectuées à la place d'un semis pour accélérer l'obtention d'une strate herbacée, ou des plantes couvre-sol peuvent être utilisées (Figure 77). Les espaces descellés ont été restreints au public pendant toute la durée de l'expérimentation, minimisant le piétinement qui serait nettement plus important sinon, en particulier sur le site d'espace vert de N-PSM. Un piétinement important ou des coupes plus fréquentes favoriseraient certaines espèces du semis (e.g., *Lolium perenne* à croissance rapide, *D. carota* tolérante à la fauche) et des espèces spontanées (tolérance au piétinement grâce à certains traits tels que des feuilles appliquées au sol, un port rampant, une croissance végétative par stolons) (Muratet et al., 2015). L'accès restreint est souvent effectué pour des aménagements de végétalisation afin de favoriser l'installation durable de la végétation, et il serait conseillé d'appliquer cette mesure après la mise en œuvre d'un descellement de voirie.

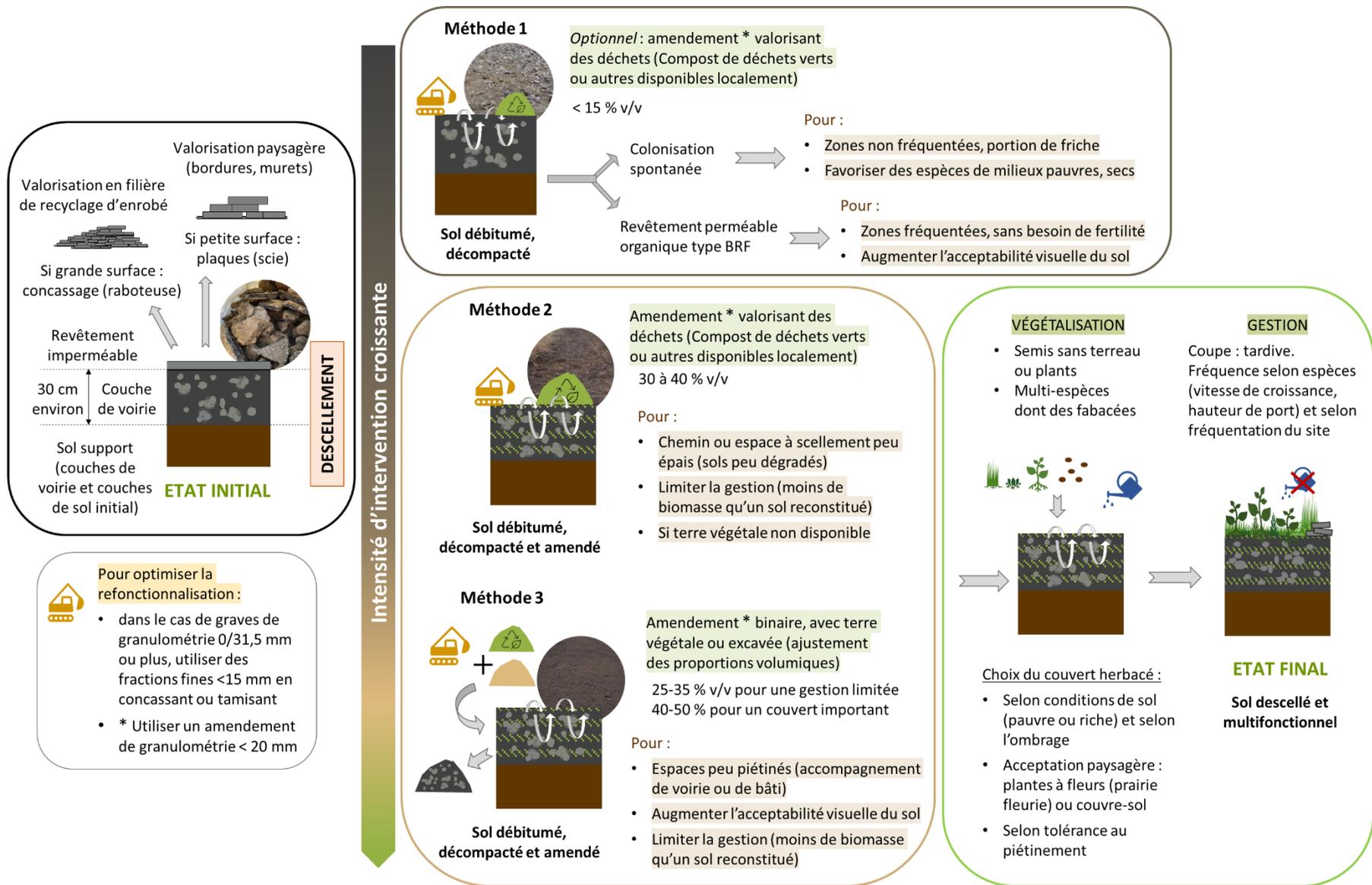


Figure 77: Modèle proposé de refonctionnalisation de sols descellés de voirie par génie pédologique

6.3. Quelle représentativité des sols descellés étudiés ?

6.3.1. Représentativité des sites-pilotes et des méthodes de descelllement

Les sites expérimentaux abritaient le type de revêtement imperméable le plus couramment utilisé en France et la catégorie d'usage la plus fréquemment descellée à savoir les espaces de voirie (d'après les résultats de l'enquête présentés en Chapitre 2). Ainsi, ces sites sont considérés comme représentatifs d'espaces de voiries descellés pour un objectif de végétalisation urbaine. La différence majeure entre les sites résidait dans les caractéristiques physico-chimiques distinctes des granulats.

En ce qui concerne la méthode employée pour l'expérimentation in situ, elle a été précisée par la littérature mais aussi par certaines opérations de descelllement décrites par les partenaires du projet DESSERT (Chapitre 2). Par exemple, dans le cadre de l'opération réalisée sur la ferme urbaine de Pierre-Bénite, la méthode globale est similaire à nos sites mais diffère par certains aspects : des sols sablo-limoneux ont été décompactés sur 0-90 cm et donc sur une profondeur plus importante. Du compost a été mélangé sur la couche 0-15 cm et un semis a été réalisé mais avec un mélange de graminées, crucifères et fabacées (pour couvrir le sol, stimuler l'activité biologique, fixer l'azote dans le sol grâce à l'action symbiotique des légumineuses). Ainsi, des études devraient être réalisées sur d'autres usages sols descellés et testant d'autres méthodes de génie écologique (e.g., profondeur de décompaction plus importante, autre semis, inoculation de mycorhizes), afin d'améliorer la représentativité et l'exhaustivité des connaissances sur le sujet.

6.3.2. Représentativité des résultats des essais expérimentaux

La représentativité des résultats d'essais expérimentaux sur des sols descellés est complexe à évaluer et se restreint à la diversité des modalités des essais et des sites pilotes. Comme montré en état de l'art (Chapitre 1), il n'existe pas d'études scientifiques expérimentales similaires à celles présentées dans ce mémoire (à la fois en termes de sols étudiés et de méthodes de refonctionnalisation). Diverses études sur des sols construits avec du compost ont permis de discuter des effets des apports de compost à nos granulats, bien

que les différences de matériaux utilisés limitent cette comparaison. Diverses études sur des sols restés scellés ont permis de discuter des profils de sol initiaux de nos sites. La comparaison est toutefois complexifiée par l'hétérogénéité des profondeurs étudiées des Technosols, ainsi que la forte diversité des matériaux de scellement tels que l'enrobé bitumineux et le béton qui n'ont pas les mêmes propriétés chimiques, et des couches sous-jacentes dont les caractéristiques diffèrent selon l'usage (Chapitre 1). Le granulat testé venant du site du parc urbain de Nancy était moins représentatif des espaces de voiries descellés que le granulat du parking de Saint-Barthélémy d'Anjou, mais permet d'étudier deux types de granulats urbains d'aspect et de caractéristiques physico-chimiques bien distinctes et représentatifs de la diversité des matériaux présents sous scellement bitumineux.

Le manque de référentiels et de données scientifiques comparatives sur les caractéristiques et les fonctionnalités de sols descellés (fertilité agronomique en particulier) est surtout dû au fait que le descelllement n'est que très rarement réalisé avec une réutilisation in situ des matériaux (Chapitre 2). Les autres types d'opérations, basées sur l'excavation des matériaux, ne font pas d'analyses de sols pré ou post-descelllement, que ce soit pour de la reconstitution de sol ou de la mise en place de revêtement perméables techniques (e.g., béton drainant, enrobé poreux, pavés à joints drainants). Les expérimentations menées ont ainsi comparé les formulations à base de granulats de voiries descellées à de la terre végétale amendée de compost de déchets verts, représentatif de ces méthodes de descelllement majoritaires.

Dans les deux suivis expérimentaux, le compost a amélioré les propriétés physico-chimiques et le développement végétal, en cohérence avec la littérature (e.g., Bacholle, Leclerc, & Coppin (2006); Grard (2017); Pruvost (2018)). Le compost (de tout type) est une ressource renouvelable disponible : ainsi, en 2020, on comptait 723 centres de compostage, en augmentation constante depuis 2002 (ADEME, 2022), et 221 plateformes étaient uniquement dédiées au compostage de déchets verts en 2005. Ce compost de déchets peut être réalisé proche des sites urbains à desceller, puisque les plateformes sont réparties sur l'ensemble du territoire métropolitain. Les villes françaises produisent en moyenne 28,3 à 61,7 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ (environ 13,5 $\text{T} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ pour l'ensemble des villes). C'est une ressource qui est également disponible en quantités importantes, avec 9 M de tonnes de compost produites annuellement en 2020, avec une croissance annuelle moyenne de 4,4 % depuis 2000 (ADEME,

2022). La biodégradation de la matière organique ne dépend pas des quantités apportées, comme montré par Vidal-Beaudet (2012) pour du compost de déchets verts. Comme les caractéristiques des composts sont très variables dans leurs caractéristiques agronomiques et dépendent de plusieurs facteurs tels que la nature des déchets végétaux (Guardia, 2018), d'autres études sur les sols descellés seraient nécessaires pour tester et comparer avec d'autres amendements. Par exemple, le compost de biodéchets ou le compost de boues de stations d'épuration et de déchets verts sont très étudiés bien que moins utilisés (Bacholle et al., 2006). Les caractéristiques agronomiques des composts de déchets verts montrent toutefois une grande variabilité (Tableau 20 – Chapitre 4), il est donc difficile de préciser les propriétés attendues des composts de déchets verts (la norme définissant les « composts de déchets verts » donne des valeurs seuils uniquement pour le taux de matière organique, et des critères d'innocuité inorganique et microbiologiques).

Dans le cadre des expérimentations *in situ* et *ex situ* menées, la représentativité des résultats d'analyses était potentiellement limitée du fait de l'utilisation de matériaux avec une granulométrie 0/20 mm, relativement grossière, donc peu compatible avec les tests de laboratoire plutôt adaptés à des fractions plus fines voire exclusivement réalisées sur les fractions < 2 mm pour les analyses chimiques. Les concentrations ou les teneurs en éléments pourraient donc être artificiellement augmentées (Hostyn, 2022; Tetegan et al., 2011; Tetegan, 2011). Au sein d'un sol, les fractions grossières constituent un stock pérenne d'éléments mobilisables dans le temps à travers le processus d'altération mis en jeu par la pédogenèse. Les fractions grossières, prédominantes dans les granulats de voirie étudiés, pourraient ainsi agir comme un stock d'éléments minéraux mobilisables sur le long terme, comme l'a montré Hostyn (2022) pour divers matériaux (anthracite, brique, calcaire, coke de pétrole et laitier de haut fourneau). Cet auteur a montré une contribution directe des fractions grossières de ces différents matériaux à l'alimentation de la solution du sol en éléments puis à la nutrition minérale des végétaux à court et à moyen termes, ainsi qu'à la rétention en eau. Toutefois l'intensité de ces processus dépendait du type de matériau, et nos résultats n'ont pas mis en évidence cette contribution pour les diverses formulations avec les granulats de voiries descellées. Des mesures complémentaires sur les matériaux broyés pourraient être entreprises afin d'évaluer plus précisément la réactivité des matériaux et la potentielle contribution chimique des fractions grossières sur le long terme.

L'appellation de « terre végétale » n'a pas de réel sens pédologique, et correspond à la terre issue d'horizons de surfaces humifères ou d'horizons profonds, souvent constitués par les horizons arables de terrains agricoles, retirés pour de nouveaux projets d'aménagement, et qui ne sont pas toujours disponibles à proximité du site (Baize & Girard, (2008); NF U 44-551). Le taux de matière organique doit être de 3 à 15 % de la matière sèche (MS) et la fraction < 2 mm doit représenter au moins 50 % de la masse totale (NF U 44-551). Les autres propriétés agronomiques ne sont pas soumises à des valeurs seuils et peuvent être très variables ; par exemple les deux terres végétales utilisées dans les essais expérimentaux présentaient des différences de texture et de teneur en P_{olsen} . Les terres végétales utilisées en aménagement paysager urbain doivent répondre à des critères agronomiques, tels que des valeurs de pH (6 à 9, hors terres dites de bruyère), de C/N (8 à 12) (Olivier Damas, 2010). Les terres végétales ne sont pas toujours disponibles à proximité du site (Baize & Girard, (2008); NF U 44-551). L'usage systématique et conséquent de terres végétales pour créer des espaces verts en ville (3 millions de tonnes de terre décapée par an (Olivier Damas, 2010) a donc un impact environnemental : transport, perte de terres agricoles, dégradation potentielle des terres décapées par les différentes étapes de leur manipulation (European Commission, 2012). Avec l'étalement urbain, les consommations importantes en terre ainsi que la réutilisation sur site des terres décapées qui augmente, les zones d'extraction de la terre végétale sont de plus en plus éloignées des villes, augmentant son transport et les coûts (Olivier Damas, 2010). Pour satisfaire la demande, cette terre végétale est ainsi de plus en plus souvent utilisée avec amendement pour faire face aux déficits locaux de terre végétale de qualité suffisante autour des grandes métropoles (Bacholle et al., 2006). La modalité de terre végétale amendée de compost de déchets verts, utilisée dans les différents essais, est représentative de cette pratique. Ce constat pousse à davantage utiliser des matériaux de substitution, démarche dans laquelle s'inscrit les travaux expérimentaux menés.

6.4. Potentiel de descellement et insertion dans les trames écologiques

D'après les opérations de descellement identifiées (Chapitres 1 et 2) et celles étudiées (Chapitre 5), les espaces descellés présentent un potentiel pour contribuer aux trames vertes

lorsqu'ils sont végétalisés, qu'il s'agisse de sol reconstitué avec de la terre végétale ou de matériaux de voirie amendés comme ceux étudiés. Les espaces désimperméabilisés présentent un potentiel pour contribuer aux trames bleues par la mise en place d'ouvrages végétalisés de gestion des eaux pluviales, tels que les noues, les arbres de pluie ou jardin de pluie. Ainsi, la connectivité entre les espaces de jardins privés, d'espaces verts publics, de zones de cultures, de toitures végétalisées, et d'espaces désimperméabilisés ou descellés avec végétalisation de surfaces plus ou moins réduites mais nombreuses et disséminées dans la ville (Chapitre 2), pourrait participer à ces trames vertes en complément des espaces naturels, ainsi qu'à une augmentation globale des services écosystémiques à différentes échelles.

L'insertion dans les connexions écologiques des parcelles expérimentales descellées n'a pas été évaluée précisément mais une colonisation d'espèces végétales et animales a tout de même été constatée (Chapitre 5). Les écosystèmes de sols descellés, sous forme de parcelles adjacentes, ont sans doute également été en interactions. En effet, à l'échelle de chaque occupation du sol correspond un écosystème, qui est en interaction avec les écosystèmes voisins. Les surfaces à désimperméabiliser pourraient favoriser l'extension des espaces ouverts végétalisés urbains ou naturels existants puisque les chances de recolonisation seront plus importantes. C'est toutefois rarement le cas puisque le descellement se fait plutôt par patches dans la matrice urbaine (trottoirs, parking, place, cours d'école, ...), ou bien par tronçons de voiries dans le cadre d'opérations de renouvellement de plus grandes ampleur (Chapitre 2). Le descellement peut également être mis en œuvre dans les friches et délaissés urbains, dans le cadre d'opération de reconversion (espaces verts ou en eau, qui accompagnent les voiries et bâtiments et restaurés ou reconstruits) ou dans le cadre d'opération de renaturation (revalorisation en espaces naturels ou en espaces verts publics). Les exemples de descellement du guide de l'Agence Régionale pour la Biodiversité (ARB) d'Ile-de-France (Deboeuf De Los Rios et al., 2022) montraient que la participation aux TVB concernaient uniquement des friches renaturées. De nombreuses études scientifiques cartographiques mettent en évidence le potentiel d'espaces qui pourraient être descellés, végétalisés et réaménagés pour augmenter les fonctionnalités des sols urbains et la connectivité écologique (Ceci et al., 2023; Cortinovis et al., 2022; Naber et al., 2022; Salata & Thompson Couch, 2022; Thompson Couch et al., 2023)(Annexe 2).

Conclusion générale du mémoire

La réalisation d'une enquête, puis la mise en place de deux niveaux d'expérimentation complémentaires et aux résultats concordants, ont permis d'améliorer les connaissances, encore très lacunaires, sur les méthodes de descellement et sur les caractéristiques et fonctions de sols de voirie descellés et végétalisés. La solution de descellement couramment mise en place pour une végétalisation herbacée urbaine est d'excaver les matériaux de voirie pour les remplacer par un sol reconstitué de terre végétale (amendée ou non). Il a pu être mis en évidence que des granulats de voirie (parking ou chemin) peuvent être réutilisés (absence de contamination inorganique). Les caractéristiques physico-chimiques des granulats seuls sont limitantes pour une végétalisation, mais une fois décompactés et mélangés à un tiers en volume d'amendement organique (compost de déchets verts, avec ou sans terre végétale), ils sont capables d'assurer différentes fonctions. Notamment, ces modifications améliorent les caractéristiques physico-chimiques et le comportement hydrique et thermique, et permettent à ces sols de soutenir une dégradation biologique des matières organiques et un couvert herbacé semé, et ce, de façon similaire à une terre végétale amendée. L'incorporation de compost permet ainsi d'accélérer la refunctionalisation des sols et d'obtenir dès la première année de suivi *in situ* des résultats satisfaisants, avec les deux types de granulats. Les deux sites expérimentaux présentent des situations contrastées, en termes de caractéristiques des granulats (celui de chemin est relativement plus riche que celui du parking), d'ombrage et de connectivité potentielle. Le site situé sur le parking est représentatif des espaces visés par le descellement en termes d'usage et de nature de granulats, davantage que le chemin d'espace vert.

Cette méthode permet une refunctionalisation écologique en répondant à des problématiques environnementales urbaines telle que la gestion des eaux pluviales urbaines ou la diminution des sols scellés et de leurs conséquences voire de participation potentielle aux trames écologiques. Cette pratique offre des perspectives pour limiter le recours à la terre végétale et en permettant une gestion réduite de la végétation. Dans une logique d'augmentation des services écosystémiques, les méthodes de descellement de sols peuvent conserver sur place les matériaux de sous-couches de voirie et les combiner à des déchets issus des activités anthropiques (e.g., composts de déchets verts), ce qui donne de nouvelles

perspectives pour les filières de valorisation des déchets. Les résultats de l'enquête et des expérimentations menées (formulations testées, indicateurs utilisés, résultats obtenus) constituent des retours d'expériences pour le guide d'aide à la conception du projet DESSERT à destination des acteurs de l'aménagement urbain et des gestionnaires de sites et dont la publication est prévu courant 2024. A ce stade, le travail réalisé offre des perspectives intéressantes de pratiques de refunctionalisation de sols urbains, s'inscrivant dans la dynamique actuelle de construction de la ville sur elle-même et de raréfaction des matériaux ressources.

Considérant l'hétérogénéité verticale et horizontale des sols urbains, les méthodes testées devraient être étudiées sur davantage de sites de même usage afin d'améliorer la répliquabilité des résultats. D'un point de vue fondamental, l'évolution temporelle des propriétés et des fonctions des sols descellés doit être étudié à plus long terme, tout comme la dynamique du couvert herbacé, notamment pour discriminer les effets de temporalité de ceux de saisonnalité. Le suivi réalisé était relativement court, alors que les communautés végétales vont évoluer pour se stabiliser au cours d'un temps long ; un suivi dans plusieurs années serait nécessaire pour évaluer la réussite à long terme de la végétalisation. L'impact des différentes méthodes de descelllement sur la pédofaune et la communauté microbienne gagnerait à être étudié, pour s'inscrire dans les thématiques en plein essor de la qualité biologique des sols urbains et des sols construits. Il serait intéressant d'évaluer la capacité de colonisation de sols descellés par les micro-organismes et la pédofaune et l'évolution de leurs structurations fonctionnelles et spécifiques (sujet qui fait par ailleurs actuellement l'objet d'une thèse au CEFÉ de Montpellier).

Références bibliographiques

- ADEME. (2015). Programme SITERRE - Procédé de construction de Sols à partir de matériaux innovants en substitution à la terre végétale et aux granulats de carrière (Compte-rendu d'étude No. Contrat n°0906C006). BRGM, IFSTTAR, AGROCAMPUS OUEST, Université de Lorraine, VALTERRA, RITTMO AgroEnvironnement, Luc Durand, ACTeon. Retrieved from BRGM, IFSTTAR, AGROCAMPUS OUEST, Université de Lorraine, VALTERRA, RITTMO AgroEnvironnement, Luc Durand, ACTeon website: https://www.plante-et-cite.fr/ressource/fiche/476/programme_siterre_procede_de_construction_de_sols_a_partir_de_materiaux_innovants_en_substitution_a_la_terre_vegetale_et_aux_granulats_de_carriere
- ADEME. (2022). Déchets chiffres-clés—L'essentiel 2021. ADEME. Retrieved from https://librairie.ademe.fr/cadic/8159/SyntheseDechetsChiffresCles_2023.pdf
- AFES. (2014). Anthroposols (selon le Référentiel pédologique 2008). 8.
- Agreste. (2015). L'artificialisation des terres de 2006 à 2014: Pour deux tiers sur des espaces agricoles. (326). Retrieved from <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Pri326/primeur326.pdf>
- Ahiablame, L. M., Engel, B. A., & Chaubey, I. (2012). Effectiveness of Low Impact Development Practices: Literature Review and Suggestions for Future Research. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(7), 4253–4273. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1189-2>
- Arienzo, M., Adamo, P., & Cozzolino, V. (2004). The potential of Lolium perenne for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. *Science of The Total Environment*, 319(1), 13–25. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00435-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00435-2)
- Bacholle, C., Leclerc, B., & Coppin, Y. (2006). UTILISATION DES PRODUITS ORGANIQUES EN RECONSTITUTION DE SOL—Inventaire des pratiques en France - Etat de l'art des connaissances liées aux impacts de ces pratiques (Use of organic products in soil reconstitution - Inventory of practices in France - State of the art of knowledge related to the impacts of these practices). *Echo-MO*, (59), 3–6.
- Baize, D. (2000). Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols français: Résultats généraux du programme ASPITET. *Courrier de l'Environnement de l'Inra*, 39.
- Baize, D., & Girard, M.-C. (2008). Référentiel pédologique ([Éd.] 2008). Versailles: Éd. Quae.
- Baptist, F., Disca, T., Hellal, J., Limasset, E., Horiot, M., & Binet, T. (2018). Etude RECORD : Mesure de la biodiversité et évaluation des services écosystémiques des milieux restaurés—Méthodes et retours d'expériences (No. 17-1021/1A; p. 143).
- Barillot, J., Cabanes, H., & Carillo, P. (2020). La route et ses chaussées: Manuel de travaux publics. Editions Eyrolles.
- Barra, M., & Hemminki, J. (2021). Ecology of Green Roof: Summary of the GROOVES Study.
- Barraud, S., & Sibeud, E. (2018, December). ACTES-GRAIE - Rôle des techniques alternatives vis-à-vis des micropolluants dans les RUTP.
- Bates, C. R., Bohnert, A. M., & Gerstein, D. E. (2018). Green Schoolyards in Low-Income Urban Neighborhoods: Natural Spaces for Positive Youth Development Outcomes. *Frontiers in Psychology*, 9, 805. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2018.00805>
- Bazzocchi, S., Medri, M., & Ravello, L. (2019). LIFE15 ENV/IT/000225—Projet SOS4LIFE - Save Our Soil For Life (SOS4Life)—ACTION A.1.3: Summary of rules, guidelines, best practices and case studies on limiting land take and on urban resilience to climate change (p. 109). Retrieved from https://www.sos4life.it/wp-content/uploads/SOS4Life-Best-practices-and-case-studies-of-land-take-and-urban-resilience_A.1.3-1.pdf

- Béchet, B., Le Brissonais, Y., Ruas, A., Desrousseaux, M., Frémont, A., Savini, I., & Schmitt, B. (2017). Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols: Déterminants, impacts et leviers d'action— Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective.
- Beesley, L. (2014). Respiration (CO₂ flux) from urban and peri-urban soils amended with green waste compost. *Geoderma*, 223–225, 68–72. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.024>
- Bezuglova, O. S., Gorbov, S. N., Tischenko, S. A., Aleksikova, A. S., Tagiverdiev, S. S., Sherstnev, A. K., & Dubinina, M. N. (2016). Accumulation and migration of heavy metals in soils of the Rostov region, south of Russia. *Journal of Soils and Sediments*, 16(4), 1203–1213. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1165-8>
- Birgisdottir, H., Gamst, J., & Christensen, T. (2007). Leaching of PAHs from Hot Mix Asphalt Pavements. *Environmental Engineering Science - ENVIRON ENG SCI*, 24, 1409–1422. <https://doi.org/10.1089/ees.2005.0135>
- Bispo, A., Guellier, C., Martin, E., Sapijanskas, J., Soubelet, H., & Chenu, C. (2016). Les sols: Intégrer leur multifonctionnalité pour une gestion durable.
- Blanchart, A., Consalès, J. N., Séré, G., & Schwartz, C. (2019). Consideration of soil in urban planning documents—A French case study. *Journal of Soils and Sediments*, 19(8), 3235–3244. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2028-x>
- Blanchart, A., Sere, G., Cherel, J., Warot, G., Stas, M., Consales, J. N., & Schwartz, C. (2017). Contribution des sols à la production de services écosystémiques en milieu urbain—Une revue. *Environnement Urbain*, 11, 34.
- Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S., & Bouché-Pillon, S. (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning*, 132, 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.010>
- Bonthoux, S., Voisin, L., Balat, I., Legay, N., Bouché-Pillon, S., & Chollet, S. (2018). Favoriser la nature en ville avec des rues végétales. 2.
- Bonthoux, S., Voisin, L., Bouché-Pillon, S., & Chollet, S. (2019). More than weeds: Spontaneous vegetation in streets as a neglected element of urban biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 185, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.009>
- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2), 616–626. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002>
- Brandt, H. C. A., & de Groot, P. C. (2001). Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt. *Water Research*, 35(17), 4200–4207. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00216-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00216-0)
- Brantley, A. S., & Townsend, T. G. (1999). Leaching of Pollutants from Reclaimed Asphalt Pavement. *Environmental Engineering Science - ENVIRON ENG SCI*, 16, 105–116. <https://doi.org/10.1089/ees.1999.16.105>
- Bruand, A., Duval, O., Gaillard, H., Darthout, R., & Jamagne, M. (1996). Variabilité des propriétés de rétention en eau des sols: Importance de la densité apparente. *Étude et Gestion des Sols*, 31(1), 27–40.
- Burghardt, W. (2006). Soil sealing and soil properties related to sealing. *Geological Society, London, Special Publications*, 266(1), 117–124. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2006.266.01.09>
- Burghardt, W., Banko, G., Hoeke, S., Hursthouse, A., de L'Escaille, T., Ledin, S., ... Kuehn, K. (2004). Task Group 5 on Sealing soils, soils in urban areas, land use and land use planning Burghardt, W.; Banko, G.; Höke, S.; Hursthouse, A.; L'Escaille, T. de; Ledin, S. & Marsan, F. A. et al. (2004). In L. Van Camp, B. Bujarrabal, A. R. Gentile, R. J. A. Jones, L. Montanarella, C. Olazabal, & S.-K. Selvaradjou (Eds.), *Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. Vol. VI: RESEARCH, SEALING & CROSS-CUTTING ISSUES. EUR 21319 EN / 6, 872 pp. (Vol. 6, p. 775 – 821).*

Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Retrieved from <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC28868>

Burrow, C. (2015). Influence des modalités de restauration de sols dégradés sur leur colonisation par une faune du sol fonctionnelle [Thèse de doctorat]. Université de Lille 1. Lille. <http://www.theses.fr/2015LIL10173/document>

Cambou, A. (2018). Evaluation du stock et de la stabilité du carbone organique dans les sols urbains. [Thèse de doctorat]. Agrocampus Ouest. Angers. <https://theses.hal.science/tel-02088714>

Cambou, A., Vidal-Beaudet, L., Cannavo, P., & Schwartz, C. (2020). Stockage du carbone dans les sols urbains, bilan et perspectives. *Techniques de l'Ingénieur*, 19.

Caselli, B., Ceci, M., De Noia, I., Garda, E., Tedeschi, G., & Zazzi, M. (2023). Achieving Adaptation in Medium Sized Cities: The Contribution of Urban Climate Transition Strategies in Increasing Soil Permeability. *Integrated Planning in a World of Turbulence. Book of Abstracts*, 606–607. Lodz (Poland): Association of European Schools of Planning (AESOP). Retrieved from <https://aisberg.unibg.it/handle/10446/254070>

Ceci, M., Caselli, B., & Zazzi, M. (2023). Soil de-sealing for cities' adaptation to climate change. *TeMA - Journal of Land Use, Mobility and Environment*, 16(1), 121–145. <https://doi.org/10.6093/1970-9870/9395>

CEREMA (Ed.). (2016). Acceptabilité environnementale des matériaux alternatifs en technique routière: Les matériaux de déconstruction issus du BTP guide d'application. Bron: Cerema.

Cerema Hauts-de-France. (2020). L'artificialisation et ses déterminants d'après les Fichiers fonciers Période 2009-2018 – Chiffres au 1er janvier 2018—Synthèse. CEREMA.

CGDD & MINISTERE DE LA TRANSITION ECOLOGIQUE ET SOLIDAIRE. (2019). Trajectoires vers l'objectif 'zéro artificialisation nette'. *Eléments de méthode*. - Temis—Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer. 1–6.

Charzyński, P., Plak, A., & Hanaka, A. (2017). Influence of the soil sealing on the geoaccumulation index of heavy metals and various pollution factors. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(5), 4801–4811. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8209-5>

Chen, Y., Day, S. D., Wick, A. F., & McGuire, K. (2014). Influence of urban land development and subsequent soil rehabilitation on soil aggregates, carbon, and hydraulic conductivity. *Sciences of the Total Environment*, 329–336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.099>

Chen, Y., Day, S. D., Wick, A. F., Strahm, B. D., Wiseman, P. E., & Daniels, W. L. (2013). Changes in soil carbon pools and microbial biomass from urban land development and subsequent post-development soil rehabilitation. *Soil Biology and Biochemistry*, 66, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.022>

Chevry, C., & Gascuel, C. (2009). Sous les pavés la terre—Connaître et gérer les sols urbains (Omniscience). Omniscience.

Chi Yung Jim. (2019). Soil vol restrictions & design for urban tree plantation. *Journal of Landscape and Architecture*, (1), 84–91.

Colsaet, A. (2017). Gérer l'artificialisation des sols: Une analyse du point de vue de la biodiversité—Rapport, Institut du Développement Durable et des Relations Internationales (Iddri). 98.

Comité de Pilotage national « Travaux Routiers - Risques Professionnels ». (2013). Investigations préalables aux travaux de raboutage, démolition, recyclage et réutilisation d'enrobés bitumineux pour déterminer l'absence ou la présence d'amiante ou de HAP en forte teneur: Guide d'aide à la caractérisation des enrobés bitumineux. Retrieved from https://www.fntp.fr/sites/default/files/content/guide_ceb_novembre_2013.pdf

Cortinovis, C., Olsson, P., Boke-Olén, N., & Hedlund, K. (2022). Scaling up nature-based solutions for climate-change adaptation: Potential and benefits in three European cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 67, 127450. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127450>

- Coussy, S., Dubrac, N., Hulot, C., Billard, A., & Kaabouch, S. (2020). Guide de valorisation hors site des terres excavées issues de sites et sols potentiellement pollués dans des projets d'aménagement (p. 59). Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer.
- Craul, P. J., & Lienhart, J. R. (1999). *Urban soils: Applications and practices* (Vols 1–1). New York: Wiley.
- CRR & ARIES consultants. (2017). *Vademecum du bruit routier urbain: Les revêtements routiers* (F. Fontaine & B. Dewulf, Eds.). Retrieved from https://environnement.brussels/sites/default/files/user_files/vademecum_f7_tech_fr.pdf
- Damas, O. (2004). *Les mélanges terre-pierres à base de pouzzolane comme support de plantation des arbres d'alignement—Etude de leurs propriétés physiques* [Mémoire de fin d'études présenté pour l'obtention du Diplôme des Techniques Agricoles Approfondies « Santé du Végétal Agronomie Economie et Environnement »]. Institut National d'Horticulture –Angers.
- Damas, O., & Coulon, A. (2016). *Créer des sols fertiles: Du déchet à la végétalisation urbaine*. Antony: Éditions "Le Moniteur.
- Deboeuf De Los Rios, G., Barra, M., & Grandin, G. (2022). *Renaturer les villes: Méthode, exemples et préconisations* (Renaturalizing cities: Method, examples and recommendations) (ARB îdF, L'Institut Paris Region.). Paris cedex 15. Retrieved from <https://www.arb-idf.fr/nos-travaux/publications/renaturer-les-villes/>
- Deeb, M., Grimaldi, M., Lerch, T. Z., Pando, A., Gigon, A., & Blouin, M. (2016). Interactions between organisms and parent materials of a constructed Technosol shape its hydrostructural properties. *SOIL*, 2(2), 163–174. <https://doi.org/10.5194/soil-2-163-2016>
- Deeb, M., Grimaldi, M., Lerch, T. Z., Pando, A., Podwojewski, P., & Blouin, M. (2016). Influence of Organic Matter Content on Hydro-Structural Properties of Constructed Technosols. *Pedosphere*, 26(4), 486–498. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60059-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60059-5)
- Dominati, E., Patterson, M., & Mackay, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, 69(9), 1858–1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>
- Edmondson, J. L., Davies, Z. G., Mchugh, N., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2012). Organic carbon hidden in urban ecosystems. *Sci. Rep.*, 2(1). Retrieved from <https://cyberleninka.org/article/n/1249900>
- EEA. (2021). *Imperviousness and imperviousness change in Europe—European Environment Agency [Indicator Assessment]*. Retrieved 11 January 2023, from <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/imperviousness-change-2/assessment>
- European Commission. (2011). *Overview of best practices for limiting soil sealing or mitigating its effects in EU-27: Final report*. Luxembourg: Publications Office of the European Union: Publications Office. Retrieved from <https://data.europa.eu/doi/10.2779/15146>
- European Commission. (2012). *Guidelines on best practice to limit, mitigate or compensate soil sealing*. (Directorate General for the Environment). Luxembourg: Publications Office of the European Union: Publications Office. Retrieved from <https://data.europa.eu/doi/10.2779/75498>
- European Commission. (2015). *Soil threats in Europe: Status, methods, drivers and effects on ecosystem services* (J. Stolte, M. Tesfai, L. Øygarden, S. Kværnø, J. Keizer, F. Verheijen, ... R. Hessel, Eds.). Luxembourg: Publications Office.
- European Commission. (2021). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions—EU Soil Strategy for 2030: Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate (SWD/2021/323 final)* (Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions No. SWD/2021/323; p. 26). Bruxelles: European Commission. Retrieved from European Commission website: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52021DC0699&from=EN>

- European Environment Agency. (2016). Soil resource efficiency in urbanised areas: Analytical framework and implications for governance. Luxembourg: Publications Office of the European Union: Publications Office. Retrieved from <https://data.europa.eu/doi/10.2800/020840>
- Fabbri, D., Pizzol, R., Calza, P., Malandrino, M., Gaggero, E., Padoan, E., & Ajmone-Marsan, F. (2021). Constructed Technosols: A Strategy toward a Circular Economy. *Applied Sciences*, 11(8), 3432. <https://doi.org/10.3390/app11083432>
- Fardeau, J.-C. (2015). On soil fertility indicators. *Etude et Gestion des Sols*, (22), 77–100.
- Federal Ministry for the Environment, Nature Protection and Nuclear Safety. (2022). German Federal Government Soil Protection Report (Bundestags-Drucksache 14/9566). (First Edition).
- Fini, A., Frangi, P., Mori, J., Donzelli, D., & Ferrini, F. (2017). Nature based solutions to mitigate soil sealing in urban areas: Results from a 4-year study comparing permeable, porous, and impermeable pavements. *Environmental Research*, 156, 443–454. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.032>
- Fischer, L. K., von der Lippe, M., & Kowarik, I. (2013). Urban grassland restoration: Which plant traits make desired species successful colonizers? *Applied Vegetation Science*, 16(2), 272–285. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01216.x>
- Fosse, J. (2019). « Zéro artificialisation nette »: Quels leviers pour protéger les sols ? (Document de travail No. 4; p. 112). France Stratégie. Retrieved from France Stratégie website: www.strategie.gouv.fr
- Fourvel, G. (2018). Valorisation agronomique des sédiments fins de retenues hydroélectriques en construction d'Anthrosols fertiles. [Thèse de doctorat]. Agrocampus ouest. Angers
- Garda, E. (2022). Reasons, Concepts, and Methods for Soil De-sealing in the Regulatory Framework of the Italian Regions. *Italian Journal of Planning Practice*, 12(1), 65–81.
- Gislum, R., & Griffith, S. (2005). Tiller Production and Development in Perennial Ryegrass in Relation to Nitrogen Use. *JOURNAL OF PLANT NUTRITION*, 27, 2135–2148. <https://doi.org/10.1081/PLN-200034675>
- Gong, P., Li, X., Wang, J., Bai, Y., Chen, B., Hu, T., ... Zhou, Y. (2020). Annual maps of global artificial impervious area (GAIA) between 1985 and 2018. *Remote Sensing of Environment*, 236, 111510. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111510>
- Graceson, A., Hare, M., Hall, N., & Monaghan, J. (2014). Use of inorganic substrates and composted green waste in growing media for green roofs. *Biosystems Engineering*, 124, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2014.05.007>
- Grard, B. J.-P. (2017). Des Technosols construits à partir de produits résiduaux urbains: Services écosystémiques fournis et évolution. [Thèse de doctorat]. Université Paris Saclay. Paris. <https://theses.hal.science/tel-01779723>
- Greinert, A. (2015). The heterogeneity of urban soils in the light of their properties. *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1725–1737. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-1054-6>
- Gros, R. (2002). Fonctionnement et qualité des sols soumis à des perturbations physiques et chimiques d'origines anthropiques: Réponses du sol, de la flore et de la microflore bactérienne tellurique. [Thèse de doctorat]. Université de Savoie. <https://theses.hal.science/tel-00006161>
- Grosbellet, C., Vidal-Beaudet, L., Caubel, V., & Charpentier, S. (2011). Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter. *Geoderma*, 162(1), 27–38. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.01.003>
- Guardia, A. de. (2018). Compostage et composts: Avancées scientifiques et techniques. Paris: Lavoisier-Tec & doc.
- Hafeez, F., Martin-Laurent, F., Béguet, J., Bru, D., Cortet, J., Schwartz, C., ... Philippot, L. (2012). Taxonomic and functional characterization of microbial communities in Technosols constructed for remediation of a contaminated industrial wasteland. *Journal of Soils and Sediments*, 12(9), 1396–1406. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0563-4>

- Hafeez, F., Spor, A., Breuil, M.-C., Schwartz, C., Martin-Laurent, F., & Philippot, L. (2012). Distribution of bacteria and nitrogen-cycling microbial communities along constructed Technosol depth-profiles. *Journal of Hazardous Materials*, 231–232, 88–97. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.06.041>
- Hedde, M., Nahmani, J., Séré, G., Auclerc, A., & Cortet, J. (2019). Early colonization of constructed Technosols by macro-invertebrates. *Journal of Soils and Sediments*, 19(8), 3193–3203. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2142-9>
- Hendel, M., Grados, A., Colombert, M., Diab, Y., & Royon, L. (2015, May 26). Quel est le meilleur revêtement pour limiter la formation des îlots de chaleur urbains ?
- Henry, E., Cornier, T., Toussaint, B., Duhamel, F., & Blondel, C. (2011). Guide pour l'utilisation de plantes herbacées pour la végétalisation à vocation écologique et paysagère en Région Nord-Pas de Calais. Retrieved from <https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-28789-guide-herbacees.pdf>
- Hostyn, G. (2022). Contribution des fractions granulométriques grossières au fonctionnement des sols très anthropisés. [Thèse de doctorat]. Université de Lorraine. Angers. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-03844825>
- IDRRIM. (2023). Guide des terrassements des remblais et des couches de forme: Fascicule n°1 - Principes généraux / Fascicule n° 2 - Annexes techniques. Cerema. Retrieved from <https://doc.cerema.fr/Default/doc/SYRACUSE/595090/guide-des-terrassements-des-remblais-et-des-couches-de-forme-fascicule-n-1-principes-generaux-fascic>
- 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 ed.). Vienna, Austria: International Union of Soil Sciences (IUSS). Retrieved from https://eurasian-soil-portal.info/wp-content/uploads/2022/07/wrb_fourth_edition_2022-3.pdf
- Jolivet, C., Arrouays, D., Boulonne, L., Saby, N., & Ratié, C. (2006). Le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) de France. *Etude et Gestion Des Sols*, 13(3), 149–164.
- Kabata-Pendias, A. (2000). Trace Elements in Soils and Plants (3rd ed.). Boca Raton: CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420039900>
- Kabisch, N., & Haase, D. (2013). Green spaces of European cities revisited for 1990–2006. *Landscape and Urban Planning*, 110, 113–122. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.017>
- Keuskamp, J. A., Dingemans, B. J. J., Lehtinen, T., Sarneel, J. M., & Hefting, M. M. (2013). Tea Bag Index: A novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11), 1070–1075. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12097>
- Kida, K., & Kawahigashi, M. (2015). Influence of asphalt pavement construction processes on urban soil formation in Tokyo. *Soil Science and Plant Nutrition*, 61(sup1), 135–146. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1048182>
- Kodešová, R., Fér, M., Klement, A., Nikodem, A., Teplá, D., Neuberger, P., & Bureš, P. (2014). Impact of various surface covers on water and thermal regime of Technosol. *Journal of Hydrology*, 519, 2272–2288. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.035>
- Kriech, A. J., & Osborn, L. V. (2022). Review of the impact of stormwater and leaching from pavements on the environment. *Journal of Environmental Management*, 319, 115687. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115687>
- Larney, F. J., & Angers, D. A. (2012). The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(1), 19–38. <https://doi.org/10.4141/cjss2010-064>
- Le réseau des Agences d'urbanisme du Grand Est. (2020). La Nature dans nos villes et villages: GUIDE DE MISE EN OEUVRE DANS LES DOCUMENTS D'URBANISME [Guide de mise en oeuvre]. Retrieved from https://www.aguram.org/wp-content/uploads/2020/11/La_Nature_7Est.pdf
- Légifrance. Décret n° 2012-639 du 4 mai 2012 relatif aux risques d'exposition à l'amiante. , 2012-639 § (2012).

Légifrance. Loi Climat et Résilience. , 2021–1104 Journal officiel de la République Française § (2021).

Légifrance. LOI n° 2023-630 du 20 juillet 2023 visant à faciliter la mise en œuvre des objectifs de lutte contre l’artificialisation des sols et à renforcer l’accompagnement des élus locaux (1). , 2023–630 Journal officiel de la république française § Article 7 (2023).

Légifrance. Vocabulaire de l’environnement (liste de termes, expressions et définitions adoptés). , Pub. L. No. Texte n°82, § I. - Termes et définitions, Journal officiel de la république française (2023).

Legret, M., Odie, L., Demare, D., & Jullien, A. (2005). Leaching of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from reclaimed asphalt pavement. *Water Research*, 39(15), 3675–3685. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.017>

Leguédou, S., Séré, G., Auclerc, A., Cortet, J., Huot, H., Ouvrard, S., ... Morel, J. L. (2016). Modelling pedogenesis of Technosols. *Geoderma*, 262, 199–212. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.008>

Limasset, E., Merly, C., Bâlon, P., Desrousseaux, M., Quadu, F., Hucq, A., ... Baptist, F. (2021). Projet SOILval – quelle prise en compte de la qualité des sols dans la planification et aménagement du territoire en France et en Wallonie. Pour une meilleure reconnaissance de la qualité des sols en contexte de mise en œuvre des objectifs européens de zéro artificialisation nette—Analyse juridique et état de l’art (WP2). (p. 111).

Lin, B. B., & Fuller, R. A. (2013). FORUM: Sharing or sparing? How should we grow the world’s cities? *Journal of Applied Ecology*, 50(5), 1161–1168. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12118>

Lorenz, K., & Lal, R. (2009). Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environment International*, 35(1), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.05.006>

Lothodé, M., Séré, G., Blanchart, A., Chérel, J., & Warot, G. (2020). Prendre en compte les services écosystémiques rendus par les sols urbains: Un levier pour optimiser les stratégies d’aménagement. *Etude et Gestion des Sols - Fonctions des sols et services écosystémiques*, 27, 361–376.

Lu, C., Kotze, D. J., & Setälä, H. M. (2020). Soil sealing causes substantial losses in C and N storage in urban soils under cool climate. *Science of The Total Environment*, 725, 138369. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138369>

Maienza, A., Ungaro, F., Baronti, S., Colzi, I., Giagnoni, L., Gonnelli, C., ... Calzolari, C. (2021). Biological Restoration of Urban Soils after De-Sealing Interventions. *Agriculture*, 11(3), 12. <https://doi.org/10.3390/agriculture11030190>

Majidzadeh, H., Lockaby, B. G., Price, R., & Governo, R. (2018). Soil Carbon and Nitrogen Dynamics beneath Impervious Surfaces. *Soil Science Society of America Journal*, 82(3), 663–670. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.11.0381>

Manfredi, P., Cassinari, C., & Trevisan, M. (2016). Soil temperature fluctuations in a degraded and in a reconstituted soil mcm Ecosistemi.

Manfredi, P., Cassinari, C., & Trevisan, M. (2022). The reconstitution pedotechnique: Applications. *Environmental Technology & Innovation*, 25, 102246. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102246>

Marchi, N., Canino, F., Cardinali, D., Ricciato, P., Sambenedetto, G., & Ungaro, F. (2018). LIFE15 ENV/IT/000225—Guidelines for the removal, management and re-use of topsoil at construction sites—ACTION B.2.4. Retrieved from https://www.sos4life.it/wp-content/uploads/Guidelines_Topsoil_EN-version_Action_B2.4.pdf

Mendyk, Ł., & Charzyński, P. (2016). Soil sealing degree as factor influencing urban soil contamination with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Soil Science Annual*, 67(1), 17–23. <https://doi.org/10.1515/ssa-2016-0003>

Meyer-Grandbastien, A., Vajou, B., Fromage, B., Galopin, G., & Laille, P. (2021). Effets bénéfiques des espaces de nature en ville sur la santé: Synthèse des recherches internationales et clés de compréhension. *Plante & Cité*.

- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (Ed.). (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation. (2021). *L'occupation du sol entre 1982 et 2018* (Agreste Dossiers No. 3; p. 32). Agreste. Retrieved from Agreste website: https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Dos2103/Dossiers%202021-3_TERUTI.pdf
- Moore, G., Sanford, P., & Wiley, T. (2006). *Perennial pastures for Western Australia*.
- Morel, J. L., Chenu, C., & Lorenz, K. (2015). Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *Journal of Soils and Sediments*, 15(8), 1659–1666. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
- Muratet, A., Lehane, F., Turcati, L., Vergin, A., Cudennec, N., & Duron, Q. (2015). Flore des prairies urbaines de la moitié Nord de la France.
- Naber, E., Volk, R., Mörmann, K., Boehnke, D., Lützkendorf, T., & Schultmann, F. (2022). Namares—A Surface Inventory and Intervention Assessment Model for Urban Resource Management. *Sustainability*, 14(14), 8485. <https://doi.org/10.3390/su14148485>
- Natureparif. (2016). *Recueil d'actions exemplaires de collectivités françaises en faveur de la biodiversité—2016*.
- Natureparif. (2019). *Recueil d'actions exemplaires de collectivités françaises en faveur de la biodiversité—2019*.
- Nikiforova, E. M., Kasimov, N. S., & Kosheleva, N. E. (2020). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Soils Sealed under Asphalt Concrete. *Doklady Earth Sciences*, 491(1), 171–174. <https://doi.org/10.1134/S1028334X20030125>
- Damas, O. (2010). Le contexte et le besoin d'une alternative à la terre végétale et aux granulats naturels. *Plante & Cité*.
- Pagotto, C., Legret, M., & Le Cloirec, P. (2000). Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement. *Water Research*, 34(18), 4446–4454. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00221-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00221-9)
- Parison, S., Chaumont, M., Koukou-Arnaud, R., Long, F., Bernik, A., Da Silva, M., & Hendel, M. (2023). The effects of greening a parking lot as a heat mitigation strategy on outdoor thermal stress using fixed and mobile measurements: Case-study project “tertiary forest”. *Sustainable Cities and Society*, 98, 104818. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104818>
- Pech, P., About, C., Frascaria-Lacoste, N., Jacob, P., & Simon, L. (2017). Analyse des processus de renaturation en tissu urbain dense en relation avec des infrastructures linéaires de transport urbaines et leurs emprises: Le cas de la Métropole du Grand Paris. 152.
- Pereira, M. C., O'Riordan, R., & Stevens, C. (2021). Urban soil microbial community and microbial-related carbon storage are severely limited by sealing. *Journal of Soils and Sediments*, 21(3), 1455–1465. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-02881-7>
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., ... Cornelissen, J. H. C. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61(3), 167. <https://doi.org/10.1071/BT12225>
- Pethe, C. (2020). *Entre solutions et interrogations: Réaménager le site de l'ADEME à l'heure de la transition écologique* (p. 73) [Mémoire de fin d'études]. L'institut Agro. Angers
- Pey, B. (2010). *Contribution de la faune du sol au fonctionnement et à l'évolution des Technosols*. [Thèse de doctorat]. Institut National Polytechnique de Lorraine. Nancy. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01748850>
- Clergeau, P., Abbadie, L., Ambre, D., Foti, L., Machon, N., Mayrand, F., ... Musy, M. (2018). La biodiversité en ville dense: Nouveaux regards, nouveaux dispositifs. « Du bord du toit au caniveau ».

- Programme de recherche ECOVILLE. Synthèse opérationnelle. (No. ANR n° ANR-14-CE22-0021; p. 51). Plante & Cité (P&C), Agence Nationale de la Recherche (ANR).
- Piotrowska-Długosz, A., & Charzynski, P. (2015). The impact of the soil sealing degree on microbial biomass, enzymatic activity, and physicochemical properties in the Ekranic Technosols of Toruń (Poland). *Journal of Soils and Sediments*, 15, 47–59.
- Plante & Cité. (2021). Revue de bibliographie: Services écosystémiques rendus par les arbres urbains.
- Prokop, G., & Salata, S. (2017). The European approach: Chapter 14. Limitation, mitigation and compensation. PART VI – Policy and good practices. In *Urban Expansion, Land Cover and Soil Ecosystem Services* (p. 22). Routledge.
- Pruvost, C. (2018). Potentiel de la Biodiversité dans la construction de Technosols à partir de déchets urbains. [Thèse de doctorat]. Université Paris-Est. Paris. <https://theses.hal.science/tel-02371928>
- 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>
- Région Languedoc-Roussillon & ADEME. (n.d.). Végétalisation des anciennes décharges et autres fonciers dégradés en Languedoc-Roussillon—Cahier technique. Retrieved from <https://occitanie.ademe.fr/sites/default/files/vegetalisation-decharges-fonciers-degrades-languedoc-roussillon.pdf>
- Renella, G. (2020). Evolution of Physico-Chemical Properties, Microbial Biomass and Microbial Activity of an Urban Soil after De-Sealing. *Agriculture*, 10(12), 596. <https://doi.org/10.3390/agriculture10120596>
- Revers, F., Sahraoui, Y., & Yengué, J.-L. (2020). Socio-écosystèmes des territoires urbains et artificialisés. 41.
- Rio, M. (2020). Flux de contaminants dans un bassin versant côtier méditerranéen lors d'évènements pluvieux: Quels bénéfices de la désimpermeabilisation des espaces urbanisés ? : étude à différentes échelles sur la zone de Montpellier [Thèse de doctorat]. Université de Montpellier. Montpellier. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03340464>
- Robinson, S. L., & Lundholm, J. T. (2012). Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosystems*, 15(3), 545–557. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0225-8>
- Rokia, S., Séré, G., Schwartz, C., Deeb, M., Fournier, F., Nehls, T., ... Vidal-Beaudet, L. (2014). Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste Management*, 34(11), 2155–2162. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.016>
- Rujner, H., & Goedecke, M. (2016). Urban Water Management: Spatial Assessment of the Urban Water Balance. In A. Katzschner, M. Waibel, D. Schwede, L. Katzschner, M. Schmidt, & H. Storch (Eds.), *Sustainable Ho Chi Minh City: Climate Policies for Emerging Mega Cities* (pp. 133–150). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-04615-0_8
- Salata, S., & Thompson Couch, V. (2022). Monitoring Soil Degradation Processes for Ecological Compensation in the Izmir Institute of Technology Campus (Turkey). *Eng*, 3(3), 325–342. <https://doi.org/10.3390/eng3030024>
- Scalenghe, R., & Marsan, F. A. (2009). The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 90(1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.011>
- Scharenbroch, B., & Watson, G. (2014). Wood Chips and Compost Improve Soil Quality and Increase Growth of *Acer rubrum* and *Betula nigra* in Compacted Urban Soil. *Arboriculture & Urban Forestry*, 40(6). <https://doi.org/10.48044/jauf.2014.030>
- Séré, G. (2007). Fonctionnement et évolution pédogénétiques de Technosols issus d'un procédé de construction de sol. [Thèse de doctorat]. Institut National Polytechnique de Lorraine. Nancy. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01752950>

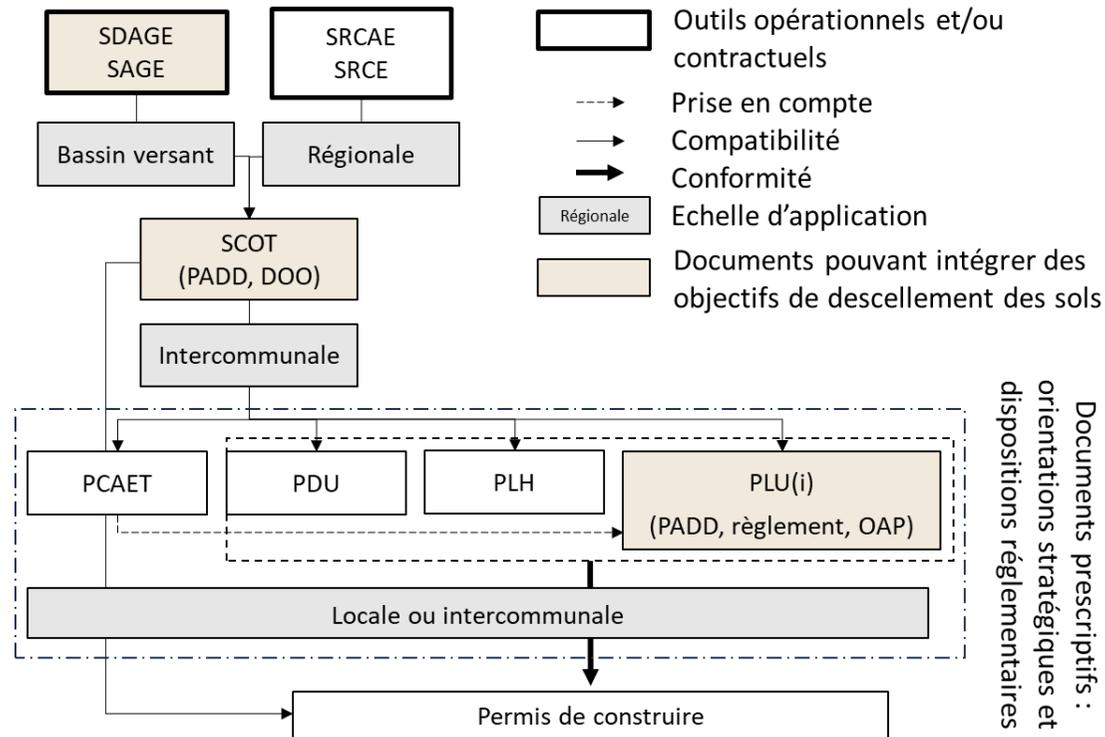
- Séré, G. (2018). Mieux connaître la pédogenèse et le fonctionnement des Technosols pour optimiser les services écosystémiques rendus. [Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches]. Université de Lorraine. Nancy. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01785605>
- Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Sauvage, C., Renat, J.-C., & Morel, J. L. (2008). Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Soil Construction*, 8(2), 130–136. <http://dx.doi.org/10.1065/jss2008.03.277>
- Siebielec, G., Prokop, G., Delden, H. van, Verzandvoort, S., Miturski, T., Lopatka, A., & Mills, J. (2016). Factsheet: Soil sealing. Luxembourg: Publications Office. Retrieved from RECARE review report: http://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/shared_folder/doc_pub/EUR27607.pdf
- Soliveres, S., van der Plas, F., Manning, P., Prati, D., Gossner, M. M., Renner, S. C., ... Allan, E. (2016). Biodiversity at multiple trophic levels is needed for ecosystem multifunctionality. *Nature*, 536(7617), 456–459. <https://doi.org/10.1038/nature19092>
- Stas, M., Margot, D., Séré, G., Schwartz, C., Cherel, J., Warot, G., ... Morandas, P. (2016). DESTISOL : Mise au point d'une méthodologie améliorant la prise en compte des potentialités des sols dans la définition de programmes d'urbanisation. 102.
- Tetegan, M., Nicoulaud, B., Baize, D., Bouthier, A., & Cousin, I. (2011). The contribution of rock fragments to the available water content of stony soils: Proposition of new pedotransfer functions. *Geoderma*, 165(1), 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.001>
- Tetegan, Marion. (2011). Modélisation des propriétés de rétention en eau des sols caillouteux. Application à l'estimation spatialisée de la réserve utile [Thèse de doctorat]. Université d'Orléans. Orléans. <https://hal.inrae.fr/tel-02811178>
- Thompson Couch, V., Salata, S., Saygin, N., Frary, A., & Arslan, B. (2023). De-Sealing Reverses Habitat Decay More Than Increasing Groundcover Vegetation. *Climate*, 11(6), 116. <https://doi.org/10.3390/cli11060116>
- Tobias, S., Conen, F., Duss, A., Wenzel, L. M., Buser, C., & Alewell, C. (2018). Soil sealing and unsealing: State of the art and examples. *Land Degradation & Development*, 29(6), 2015–2024. <https://doi.org/10.1002/ldr.2919>
- Ugolini, F., Baronti, S., Lanini, G. M., Maienza, A., Ungaro, F., & Calzolari, C. (2020). Assessing the influence of topsoil and technosol characteristics on plant growth for the green regeneration of urban built sites. *Journal of Environmental Management*, 273, 111168. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111168>
- UICN France. (n.d.). Les Solutions fondées sur la Nature. Retrieved 8 August 2022, from UICN France website: <https://uicn.fr/solutions-fondees-sur-la-nature/>
- Valentin, C. (2018). Les sols au coeur de la zone critique 5—Dégradation et réhabilitation. ISTE Editions.
- van Dijk-Wesselijs, J. E., Maas, J., van Vugt, M., & van den Berg, A. E. (2022). A comparison of children's play and non-play behavior before and after schoolyard greening monitored by video observations. *Journal of Environmental Psychology*, 80, 101760. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2022.101760>
- van Mechelen, C. (2015). Nature as a template for a new concept of extensive green roofs (Agricultural sciences, Université d'Avignon). Université d'Avignon. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01252839>
- Vega, K. A., & Küffer, C. (2021). Promoting wildflower biodiversity in dense and green cities: The important role of small vegetation patches. *Urban Forestry & Urban Greening*, 62, 127165. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127165>
- Vidal Beaudet, L., Caubel, V., & Grosbellet, C. (2009). Valorisation des composts en milieu urbain pour la plantation d'arbres. <https://hal-agrocampus-ouest.archives-ouvertes.fr/hal-00730109>
- Vidal-Beaudet, L., Grosbellet, C., Forget-Caubel, V., & Charpentier, S. (2012). Modelling long-term carbon dynamics in soils reconstituted with large quantities of organic matter. *European Journal of Soil Science*, 63(6), 787–797. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01494.x>

- Vidal-Beaudet, L. (2017). Sols artificialisés: De la reconstitution à la construction de sols. [Diapositives de présentation]. Journée d'information SNHF - Les sols : sources de vie.
- Vidal-Beaudet, L. (2018). Du déchet au Technosol fertile: L'approche circulaire du programme français de recherche SITERRE. *Vertigo*, (Hors-série 31). <https://doi.org/10.4000/vertigo.21887>
- Vidal-Beaudet, L, Rokia, S., Nehls, T., & Schwartz, C. (2016). Aggregation and availability of phosphorus in a Technosol constructed from urban wastes. *Journal of Soils and Sediments*, 18. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1469-3>
- Vidal-Beaudet L., Schwartz C., Auclerc A., Barantal S., Cortet J., Dozières A., Lata J-C., Maron P-A., Turcati L., Vergnes A. 2023. An innovative sampling strategy to assess urban soil biodiversity. Proc. II International Symposium on Greener Cities: Improving Ecosystem Services in a Climate-Changing World (GreenCities2022). Eds V. Lodes and F.L. Cuquel, *Acta Hortic.* 1374. ISHS 2023. DOI 10.17660/ActaHortic.2023.1374.27
- Wei, Z.-Q., Wu, S.-H., Yan, X., & Zhou, S.-L. (2014). Density and Stability of Soil Organic Carbon beneath Impervious Surfaces in Urban Areas. *PloS One*, 9, 7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109380>
- 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(1), 56–64.
- Wessolek, G. (2008). Sealing of Soils. In J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, ... C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology* (pp. 161–179). Boston, MA: Springer US. Retrieved from http://link.springer.com/10.1007/978-0-387-73412-5_10
- Wiegand, J., & Schott, B. (1999). The sealing of soils and its effect on soil-gas migration. *Il Nuovo Cimento C*, 22 C(3–4), 449–456.
- Willaredt, M. (2022). Designing the water retention characteristics in constructed Technosols for functional de-sealing in urban ecosystems. [Thèse de doctorat]. Université technique de Berlin (Technischen Universität Berlin). Berlin. <https://doi.org/10.14279/depositonce-16680>
- Xue, Y., Hu, Z., Wang, C., & Xiao, Y. (2019). Evaluation of dissolved organic carbon released from aged asphalt binder in aqueous solution. *Construction and Building Materials*, 218, 465–476. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.05.060>
- Yan, Y., Kuang, W., Zhang, C., & Chen, C. (2015). Impacts of impervious surface expansion on soil organic carbon—A spatially explicit study. *Scientific Reports*, 5, 17905. <https://doi.org/10.1038/srep17905>
- Zhao, D., Li, F., Wang, R., Yang, Q., & Ni, H. (2012). Effect of soil sealing on the microbial biomass, N transformation and related enzyme activities at various depths of soils in urban area of Beijing, China. *Journal of Soils and Sediments*, 12(4), 519–530. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0472-6>

Annexes

Annexe 1: Intégration des objectifs de descellement des sols au sein du système simplifié des documents d'urbanisme français (adapté de Blanchart, 2018)

Légende



Annexe 2: Études scientifiques recensées portant sur le descellement des sols urbains. Les études en fond blanc portent sur des essais expérimentaux. Les études avec fond grisé consistent en des approches conceptuelles ou cartographiques. N.C. : information non communiquée dans la référence

Références	Sujet et lien avec le descellement	Type de mesure, paramètres suivis, fonctions étudiées	Sites expérimentaux et méthode de descellement, ou cas d'étude	Principaux résultats
(Adobati et Garda 2020)	Restauration des rivières urbaines scellée (remise à ciel ouvert)	-	Cas d'étude des contrats de rivière italiens (région de Lombardie)	Définition de la désimperméabilisation. Typologie d'actions de descellement avec exemples. Etude de la désimperméabilisation dans les politiques publiques et les outils de planification urbaine. Nécessité de mettre en œuvre des projets de désimperméabilisation à différentes échelles spatiales pour s'inscrire dans l'ensemble du cycle hydrologique.
(Ceci, Caselli, et Zazzi 2023)	Méthodologie d'identification de sites urbains désimperméabilisables	Perméabilité des sols en relation avec l'exposition aux risques hydrauliques et d'îlots de chaleur.	Etude de cas : quartier San Leonardo, à Parme, Italie	Identification et priorisation de zones pouvant être descellées, selon les couvertures, les risques d'inondation et d'effet d'îlots de chaleur urbain.
(Parison et al., 2023)	Evaluation de l'impact microclimatique du descellement d'un parking urbain (projet Tierce forêt)	Mesures climatiques, mobiles et fixes, pré- et post-travaux	Site de 1200m ² à Aubervilliers Revêtement ancien en asphalte (albedo de 0.13) remplacé par du béton drainant, plantations de 72 arbres. Installations d'un bassin enterré de stockage d'eau pluviale, de mobilier urbain.	Amélioration du service écosystémique de lutte contre l'ICU démontré (e.g., baisse moyenne journalière de la température ressentie de 2,5° C lors des journées chaudes, ensoleillées et peu ventées). Augmentation de l'usage piéton.
(Chen et al. 2013)	Impact du terrassement et évaluation de méthodes de réhabilitation écologique sur les propriétés des sols	Étude des fonctionnalités chimiques et biologiques (réservoirs de carbone du sol, biomasse microbienne carbonée).	Suivi expérimental de 5 ans d'une réhabilitation via différentes méthodes : (1) pas d'action, (2) sous-solage/décompactation, (3) sous-solage et amendement de compost. Essais avec plantation d'arbres.	Les pratiques d'aménagement dégradent les sol (perte de C), même lorsque la terre excavée est remplacée. La méthode (3) permet d'obtenir plus de C total du sol, des réserves de C disponibles protégées par les agrégats et une biomasse microbienne carbonée plus importants que par les autres méthodes et que le sol témoin non restauré.
(Cortinovis et al. 2022)	Méthodologie d'évaluation du potentiel de mise en œuvre de solutions fondées sur la nature	Différents indicateurs surfaciques (surface de couverture arborée, diminution de la part des surfaces imperméables, ...)	Cartographie et scénarios de descellement pour 3 villes : (1) engazonnement et plantations d'arbres dans certains espaces verts urbains. (2) engazonnement de parking sur dalle béton. (3) plantations d'arbres d'alignement sur trottoirs	Le potentiel surfacique de mise en œuvre des 3 méthodes de descellement diffère entre villes de climats différents (Barcelone, Malmö, Utrecht). Montre l'intérêt de combiner plusieurs méthodes au sein d'un même espace urbain. Hiérarchie des bénéfiques entre les villes étudiées.

(Piednoir 2021).	Review et méthodologie d'identification de cours d'eau scellés et de leur descelllement (remise à ciel ouvert)	-	Etude de cas de réouverture de cours d'eau en France et en Suisse.	Review sur les impacts du scellement des cours d'eau (canalisation, recouvrement). Cartographie des nombreux cours d'eau enterrés à Tours. Les cours d'eau enterrés en ville ne sont pas souvent connus ni localisés. Identification des critères de priorisation de descelllement et des limites à la mise en œuvre.
(Hours et al. 2020) (mémoire étudiant)	Méthodologie d'identification de sites désimperméabilisables, typologie	Opérations trouvées en littérature grise Entretiens	Review : Exemples des villes de Montréal, Paris, Lyon, Berlin. Cas d'étude : La-Roche-sur-Yon	Identification de différents usages initiaux pour des zones pouvant être descellées
(Huet 2019) (mémoire étudiant)	Apports de l'interdisciplinarité hydrologie-paysage au sein des projets d'aménagements urbains	-	Cas d'étude : Commune de Pierrefitte-sur-Seine, avec différents usages de sols	Aspects généraux méthodologiques (aspects généraux). Les projets de désimperméabilisation nécessitent et bénéficient de la collaboration étroite entre professionnel de la gestion hydraulique et du paysage, du diagnostic à la réalisation.
(Maienza et al. 2021)	Evolution des propriétés physiques, chimiques et microbiologiques et de la pédofaune	Propriétés agronomiques, microbiologiques et de la pédofaune	2 sites de parking et 1 site d'une entreprise de gestion des déchets, en Italie. Extraction du revêtement hydrocarboné et des couches sous-jacentes anthropiques (sable, cailloux). Plantation ornementale arbustive (<i>Eleagnus _ ebbingei</i> , <i>Viburnum tinus L.</i>) avec irrigation. Comparaison avec et sans ajout de terre agricole déposée en surface.	Colonisation de la pédofaune au cours du temps. Evolution rapide des paramètres, support de végétation (fertilité), même sans ajout de terre.
Ugolini et al., 2020	Evolution des propriétés physiques, chimiques et biologiques de sols descellés, et effets sur la croissance arbustive	Traits de croissance arbustive, paramètres éco-physiologiques, hydrologiques, agronomiques		La croissance des plantes dépend et influence l'évolution chimique des sols. Identification de la plage optimale d'humidité du sol selon la texture et les relations entre l'eau du sol et l'eau des plantes. Les sols sont support de végétation arbustive, par leur capacité de drainage élevée et leur teneur en éléments nutritifs.
(Renella 2020)	Evolution des paramètres physiques, chimiques et biologiques de sols descellés, et colonisation végétale	Respiration du sol, biomasse microbienne du sol, respiration induite (SIR), activités microbiennes du sol	3 sites expérimentaux en Italie, le premier étant caractérisés après 2 mois, le second après 20 mois et le troisième après 40 mois	Technosols atypiques (sédiments volcaniques et alluvionnaires). Colonisation par des espèces végétales communes et locales (<i>Amaranthus retroflexus L.</i>) <i>Blackstonia perfoliata</i>). Evolution rapide des paramètres, même sans intervention

(Salata et Thompson Couch 2022)	Cartographie et quantification de l'impact des changements d'affectation des sols (excavation, constructions), élaboration d'un système SIG d'aide à la décision pour l'application de projets de compensation écologique	2 indices cartographiques de végétation	Site d'étude : Institut de Technologie Izmir, campus universitaire en Turquie	L'approximation précoce des impacts écologiques attendus sert d'aide à la décision pour la conception de projets. Les altérations du sol dues à l'excavation et aux nouvelles constructions (érosion, compaction, scellement) peuvent être surveillées de façon saisonnière dans de petites zones de terrain. Le scellement induit les plus fortes dégradations des sols, puis la compaction, puis l'érosion. Recommandation de création d'habitats avec corridors écologiques et désimpermeabilisation.
(Thompson Couch et al. 2023)	Cartographie des services écosystémiques rendus par descelllement de voirie (revêtements perméables) et plantations d'espèces indigènes et comparaison avec une stratégie uniquement de plantations	Indicateurs écologiques cartographiques (paramètres hydriques et de qualité de l'habitat ou de biodiversité)		
(Tobias et al. 2018)	Review de littérature dont une synthèse de l'évolution d'un site descellé	-	Section de route rurale en Suisse. Restauration écologique (mesure compensatoire). Le revêtement ancien de la route et les sous-couches de graviers ont été retirés avant des plantations arborées et du semis par épandage de foin.	Bilan global 13 ans après travaux : colonisation végétale mais succession écologique lente, notamment dû à la compaction. Les espèces prévues ont été obtenues (espèces de prairie semi-xérique d'Europe centrale), ainsi que des espèces rares. Communauté végétale bien établie en termes d'abondance et de distribution des espèces.
(Toulouse Métropole 2020; Belveder 2021) Projet LIFE Green Heart 2019-2024 Pas encore de publication scientifique.	Suivi expérimental de refonctionnalisation par descelllement de sols dégradés (fertilité réduite, déchets), pour différents types de végétation (forêt, prairie, arbustif, pelouse)	Suivi de la stabilité physico-chimique (stabilité carbone, azote...), du développement biologique (pédofaune, bactéries, mycorhizes...), inventaire annuel faune – flore, données météorologiques, suivi de la qualité de l'air	Toulouse – île du Ramier. Restauration de 7ha sur 10 (halls d'exposition, parkings et allées). Enrobés hydrocarbonés remplacés par une terre végétale amendée au compost. Utilisation de sédiments et terres de l'île et d'autres chantiers. Préverdissement temporaire (semis de prairie avec fabacées) sur une grande partie des parkings. 12 parcelles témoins de sol construit (suivi d'1an), avec 4 profils (1 par type de végétation). Plantations prévues de 2 500 arbres.	Projet en cours - résultats non encore communiqués

(Terideal 2022) Pas encore de publication scientifique.	Reconversion de friche industrielle, avec un suivi de la fertilisation <i>in-situ</i> de terres inertes des espaces descellés et un objectif de trame brune continue perméable et d'une gestion intégrée de l'eau pluviale (sans rejets aux réseaux).	Protocole de suivi de deux ans, pour mesurer dans le temps, quantitativement et qualitativement, la réinitialisation de la dynamique des sols	Site du Pré Gaudry réaménagé en un campus. Réutilisation <i>in-situ</i> des terres excavées, criblage de ces sols limoneux pour l'éradication de vivaces invasives, ajout de compost et lombricompost, inoculation (bactéries, mycorhizes), tranchées de Stockholm sur les voiries. 11 000 m ² d'espaces publics réaménagés dont 6700 m ² végétalisés (soit 48%), majoritairement descellés.	Projet en cours - résultats non encore communiqués	
(van Dijk-Wesselius et al. 2022)	Etude des effets du réaménagement de cours d'école sur le comportement d'enfants	Comparaison du comportement de jeux des enfants par analyse vidéo	Descellement et végétalisation des cours d'écoles selon différentes méthodes mais non détaillées	5 écoles à Amsterdam, Pays-Bas	Augmentation du comportement de jeux, améliorations psycho-sociales
(Bates, Bohnert and Gerstein, 2018)	Etude des effets du réaménagement de cours d'école sur le développement psycho-social d'enfants des zones urbaines	Entretiens, études comportementales		3 écoles à Chicago, USA	Réduction des inégalités d'accès aux espaces végétalisés et sécuritaires. Amélioration du comportement social et sportif

Annexe 3: (a) Message d'accueil du questionnaire « Désimperméabilisation des sols urbains – Appel à retours » d'expériences

Bienvenue sur le formulaire d'enquête. Votre participation est importante pour développer les connaissances sur les solutions de désimperméabilisation de sols urbains. Les résultats de l'enquête alimenteront des guides de conception à destination des aménageurs.

Cette enquête s'adresse aux collectivités territoriales, aux aménageurs privés, aux entreprises de (dé)construction, aux bureaux d'étude et/ou aux entreprises du paysage.

Un questionnaire = un site (un retour d'expérience). Vous pouvez remplir autant de questionnaires que souhaité. Le ou les sites peuvent être au stade de conception ou bien déjà réalisés. Comptez entre 20 et 30 minutes. Vous n'êtes pas forcément concerné par toutes les questions : si vous ne connaissez pas la réponse à une question, écrivez ou cliquez "Ne sais pas". Vous pouvez revenir en arrière et modifier une réponse à tout moment. Vous pouvez sauvegarder votre progression et finir de compléter ce questionnaire plus tard.

Le terme "désimperméabilisation" désigne le rétablissement des échanges gazeux, hydriques, biologiques. Cela peut inclure : la modification des couches de sol de surface et en profondeur, la construction de sol, la mise en place de revêtement perméable, la végétalisation volontaire.

Cette enquête s'insère dans le programme de recherche DESSERT (Désimperméabilisation des sols, Services Ecosystémiques et Résilience des Territoires), auquel le centre technique Plante & Cité participe. Cette étude a le soutien financier de l'ADEME et de l'ANRT.

Les données demandées dans ce questionnaire portent sur : le type de structure que vous représentez, votre fonction au sein de cette structure, une adresse mail de contact, ainsi que des renseignements sur des projets d'aménagement liés à votre structure. Ces données seront traitées et diffusées à des fins scientifiques uniquement et les résultats de l'enquête feront l'objet de publications. Les résultats de cette enquête sont anonymes. Vous disposez de différents droits pour maîtriser vos données personnelles (accès, rectifications, ...) que vous pouvez exercer en nous contactant aux coordonnées précédemment indiquées.

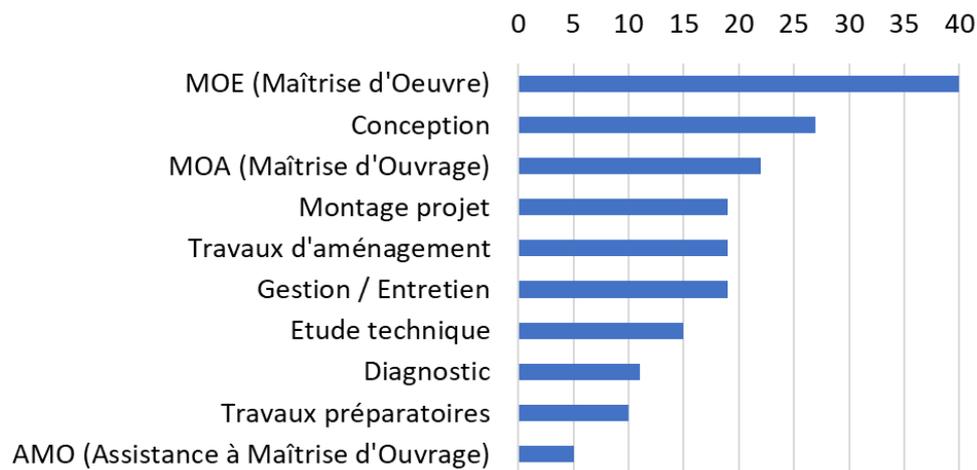
(b) Extrait du questionnaire « Désimperméabilisation des sols urbains – Appel à retours d'expériences » (structure adaptée au format word). Au vu de la taille du questionnaire, seules les premières questions sont fournies

Questions	Propositions de réponse si question à choix multiple	Précisions indiquées
Indiquez votre identité, mail, fonction ainsi que le nom et la localisation de votre structure		Vous n'êtes pas obligé de compléter les sous-questions "fonctions au sein de la structure", "nom de la structure", "Nom de la commune / ville et code postal" si vous avez déjà rempli ce questionnaire pour un autre site
Quel type de structure représentez-vous ?	<ul style="list-style-type: none"> • Paysagiste-Concepteur • Bureau d'étude • Collectivité territoriale • Entreprise d'aménagement, construction, déconstruction • Institut d'étude, de recherche • Autre 	
Indiquez un nom (libellé court) pour désigner le site dans la suite de l'enquête et une rapide description		
Indiquez l'adresse du site		Merci de respecter le format d'exemple suivant : "2 Cours Julien, 44000 Nantes". S'il s'agit d'une opération effectuée un peu partout au sein d'une ville ou d'un quartier (comme une initiative collective et/ou citoyenne), le questionnaire peut être rempli en une fois. Indiquez juste le quartier et/ou la ville, et ne remplissez qu'1 fois le questionnaire.
Indiquez si possible les dates de début et de fin de projet pour ce site, ainsi que les dates de début et de fin de chantier.		Format jj/mm/aaaa

Annexe 4: Catégories des structures membres du réseau de Plante & Cité et nombre par catégorie

Catégories des structures membres du réseau de Plante & Cité	Nombre de membres
Collectivités locales	199
Architectes paysagistes-concepteurs	103
Bureaux d'études	147
Aménageurs privés en charge de la gestion d'espaces verts ou d'infrastructures urbaines	16
Établissements d'enseignement et de recherche	79
Organismes de conseil et d'appui aux professionnels des collectivités locales	44
Sociétés d'approvisionnement, entreprises horticoles, fédérations professionnelles	30
Bailleurs sociaux	8
Associations à but non lucratif	3

Annexe 5: Rôles de la structure représentée par le répondant (plusieurs choix possibles)



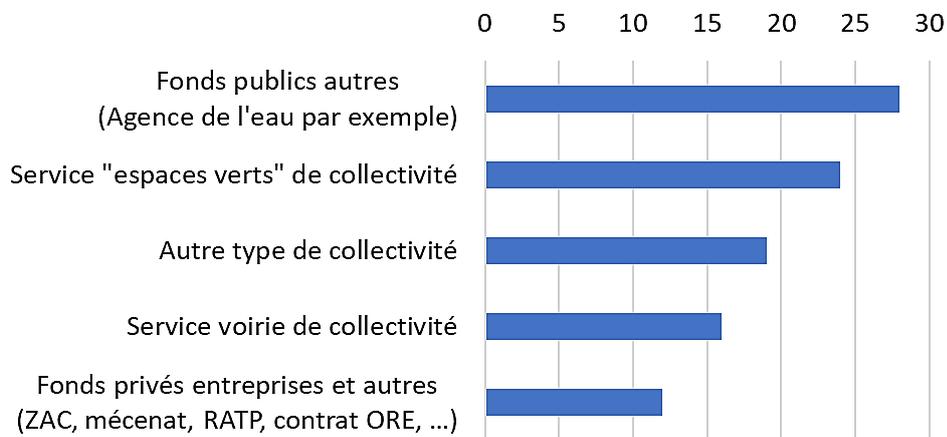
Annexe 6: Illustration de gain d'usage dans le cadre d'opérations de désimperméabilisation identifiées dans l'enquête. (a) Un parking où l'enrobé hydrocarboné est remplacé par un revêtement perméable en béton drainant avec réservoir sous-jacent. La surface de stationnement est réduite pour favoriser la circulation piétonne avec des plantations (source : enquête). (b) Friche à gauche (photographie 2006-2010) convertie en un espace vert à droite (2021) (Source : géoportail – remonter le temps).





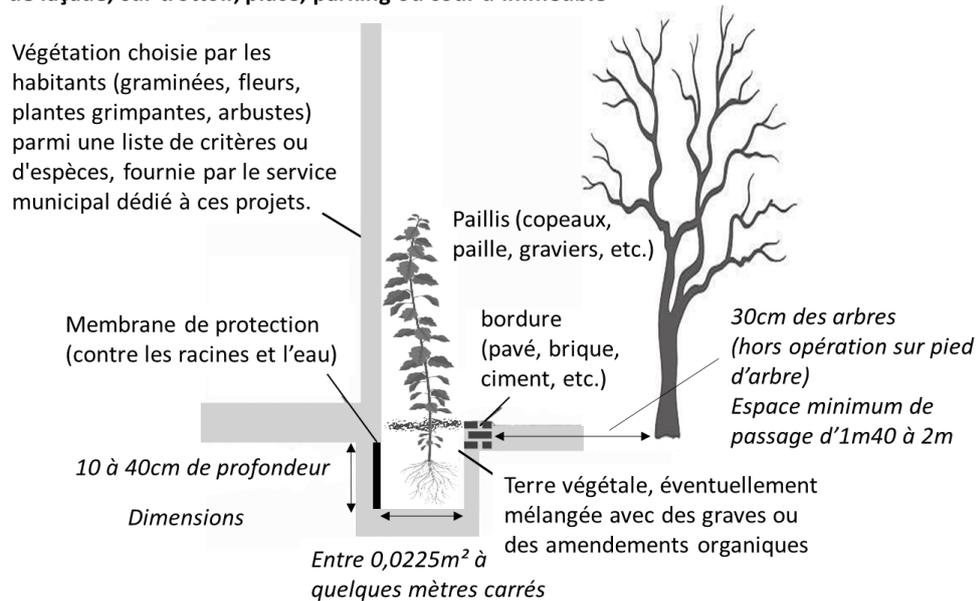
(b)

Annexe 7: Résultats de l'enquête sur les sources de financement des projets (plusieurs choix possibles)



Annexe 8: Schématisation des opérations de descellement de trottoirs ou micro-descellement

Petites fosses, décompactée à faible profondeur, en pied de mur, de barrière ou de façade, sur trottoir, place, parking ou cour d'immeuble



Annexe 9: Réutilisation in situ des matériaux de voirie (jardin Asphalt Jungle). De gauche à droite et de haut en bas : découpe puis décollage de plaques d'enrobé, décompactage, tri des matériaux par taille et apport de TV amendée, répartition des matériaux, plantation.



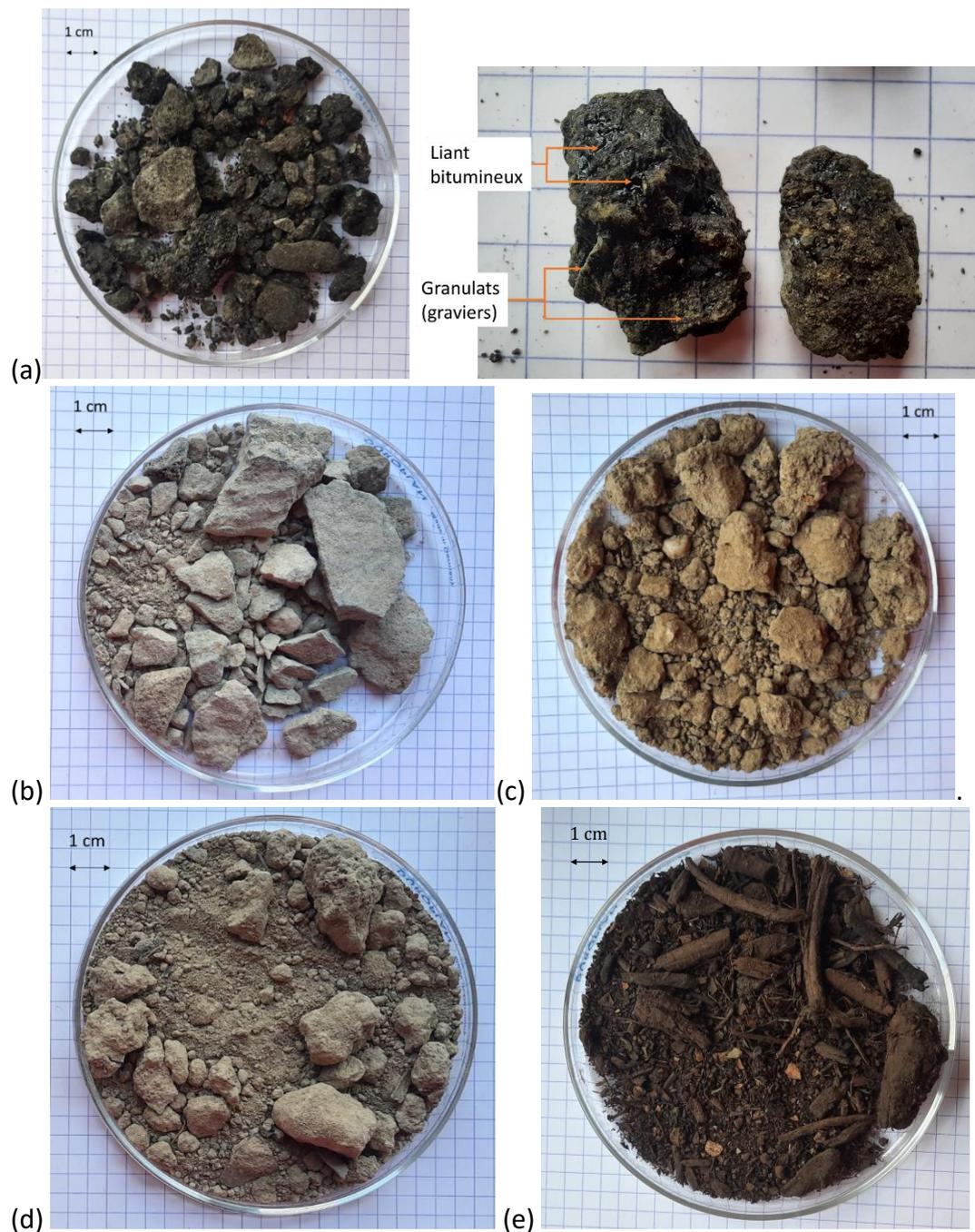
Annexe 10: Parcelles expérimentales de N-PSM avec MIN à gauche et INT à droite (26/01/2022), et séparées par du géotextile. Dans le cadre d'une mesure de compensation environnementale, des tas de pierres calcaires longeant les parcelles doivent servir d'abri à *Alytes obstetricans*, espèce protégée.



Annexe 11: site A-SBA lors de la phase travaux. (a) Raboteuse retirant et concassant l'enrobé hydrocarboné de surface (le 15/11/2021), collecté dans un camion-benne. L'épaisseur du revêtement n'étant pas connu préalablement aux travaux, cette étape a été réalisé en deux fois (à 5 puis 10 cm), visible par les deux sillons. (b) Incorporation du DV au sol descellé de la parcelle MAX



Annexe 12: Matériaux utilisés dans les formulations de l'expérimentation en conditions contrôlées. (a) Enrobé bitumineux (ou enrobé hydrocarboné) concassé, de couleur gris à noir, et détail d'un morceau d'enrobé où les constituants - le liant et les granulats - sont distinguables. (b) Granulat venant du site descellé A-SBA, composé du mélange de plusieurs horizons, constitué de grave naturelle non traitée, de couleur gris clair (c) Granulat provenant du site N-PSM, composé du mélange de plusieurs horizons, et de couleur brun légèrement ocre, avec des éléments minéraux (graviers, cailloux) et des agrégats de sols visibles. (d) Terre végétale, de couleur brun clair avec des éléments minéraux et des agrégats de sol visibles. (e) Compost de déchets verts utilisé, de couleur brun foncé avec des éléments organiques grossiers et fins d'origine végétale (morceaux de bois, d'écorce), une quasi absence d'éléments grossiers minéraux (graviers, cailloux), quelques rares déchets plastiques ou papiers.



Annexe 13: Récapitulatif des paramètres mesurés pour chaque matériau. GA : granulats du site d'A-SBA, GN : granulats du site N-PSM, DV : compost de déchets verts, TV : Terre végétale, EC : enrobé concassé. Les paramètres indiqués d'un astérisque ont été calculés à partir des courbes de rétention en eau.

Paramètre mesuré	Unité	Matériau	EC	GA	GN	TV	TV	DV	DV	DV
		Provenance	A-SBA		N-PSM			Fournisseur externe		
Masse volumique apparente compactée en laboratoire	g.cm ⁻³		x	x	x	x				
Teneurs massiques en eau*	cm ³ .cm ⁻³			x	x	x				
Masse volumique apparente *	g.cm ⁻³									
Réserve utile*	cm ³ .cm ⁻³									
Porosité (macro et micro)*	cm ³ .cm ⁻³									
granulométrie	%		x	x	x	x				
Texture	%			x	x	x	x			
pH	-			x	x	x	x	x	x	x
Conductivité	μS.cm ⁻¹			x	x	x		x		x
Teneur en matière sèche								x	x	x
Teneur en matière organique				x	x	x	x	x	x	x
Teneur en C _{total} COT (g.kg ⁻¹)				x	x	x	x	x	x	x
Teneur en N _{total}	g.kg ⁻¹			x	x	x	x	x	x	x
Teneur en azote nitrique N-NO ₃ et en azote ammoniacal N-NH ₄								x	x	x
Teneur en azote organique (N)								x	x	x
C/N	-			x	x	x	x	x	x	x
CEC	cmol ⁺ .kg ⁻¹			x	x	x				
Teneur en Phosphore - P ₂ O ₅				x	x	x	x	x	x	x
Teneur en K ₂ O				x	x	x		x	x	x
Teneur en MgO				x	x	x		x	x	x
Teneur en Na ₂ O				x	x	x		x	x	x
Teneur en CaO	g.kg ⁻¹							x	x	x
Teneur en carbonates (CaCO ₃)				x	x	x	x			
Teneur en fer total (Fe)				x	x	x				
Teneur aluminium total (Al) (CaCO ₃)				x	x	x	x			
Teneur en éléments traces métalliques (ETM) (Cu, Pb, Zn)				x	x	x	x	x	x	x
Teneur en ETM (As, Cd, Cr, Hg, Ni, Se)	mg.kg ⁻¹							x	x	x
Teneur en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)				x						
Teneur en hydrocarbures totaux (HCT)				x						
Présence de fibres d'amiante	-			x						

Annexe 14: (a) Sonde réflectométrique enterrée à l'horizontal, montrant les deux tiges de mesure en acier inoxydable (12 cm de long). Un câble blindé câblé à ce circuit, permet de connecter la sonde à une centrale de mesure (b) à N-PSM, placée entre INT et MAX.



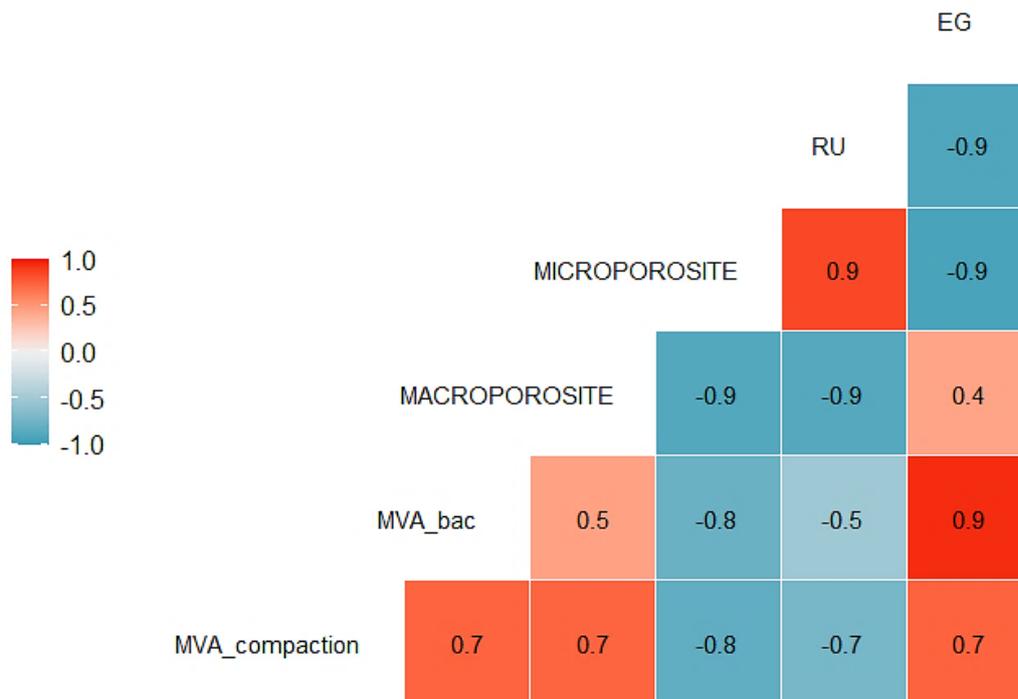
Annexe 15: Illustrations de mesures réalisées au laboratoire. (a) Mesure de densité apparente compactée au laboratoire. (b) Mesure d'humidité massique avec exemples d'échantillons en cylindres avant la mise à saturation initiale et des exemples d'échantillons en chambre à pression de Richards



Annexe 16: Récapitulatif des paramètres mesurés sur les modalités des essais en conditions contrôlées et en conditions de terrain, et le lieu de mesure. EPHor : analyses réalisées par la doctorante, son stagiaire ou les techniciens de ce laboratoire. LSE : analyses réalisées par les techniciens du laboratoire LSE. SADEF et ARRAS : analyses sous-traitées dans ces laboratoires indépendants

Compartiment	Paramètres	Lieu des mesures	
Sol	pH	LSE, SADEF, ARRAS	
	Conductivité		
	Teneur en C _{total} COT		
	Teneur en matière organique		
	Teneur en N _{total}		
	C/N		
	CEC		
	Teneur en éléments nutritifs échangeables (Ca, Mn, Na, ...)		
	Teneur en Phosphore - P ₂ O ₅		
	Granulométrie		EPHOR
	Masse volumique apparente compactée en laboratoire		
	Teneurs massiques en eau, Masse volumique apparente Courbes de rétention en eau, réserve utile, porosité		
	Teneur en eau volumique		<i>In situ</i>
Température			
Végétation herbacée	Hauteurs totales	EPHOR (Serres)	
	Biomasse aérienne totale	EPHOR et LSE	
	Recouvrement total	<i>In situ</i>	
	Recouvrement spécifique		
	Diversité spécifique		
	Stade reproductif spécifique		
	Abondance spécifique		
	Fréquence spécifique		
	Teneur en azote	LSE	
	Teneur en carbone		
	Teneur en éléments nutritifs		
	Teneur en ETM (Cd, Cu, Mg, Pb, Ni, Zn, ...)		
Litière arborée	Masse de litière par quadrat	EPHOR et LSE	
Compartiment microbien du sol	Taux de dégradation de matière organique par les microorganismes et la mésofaune	EPHOR et LSE	
Eau interstitielle	pH	EPHOR	
	Conductivité électrique	LSE	
	Teneur en ETM (Cd, Cu, Mg, Pb, Ni, Zn, ...)		
Atmosphère	Température de l'air	<i>In situ</i> et EPHOR (Serres)	
	Humidité de l'air		
	Luminosité	EPHOR (Serres)	
	Pluviométrie	<i>In situ</i>	

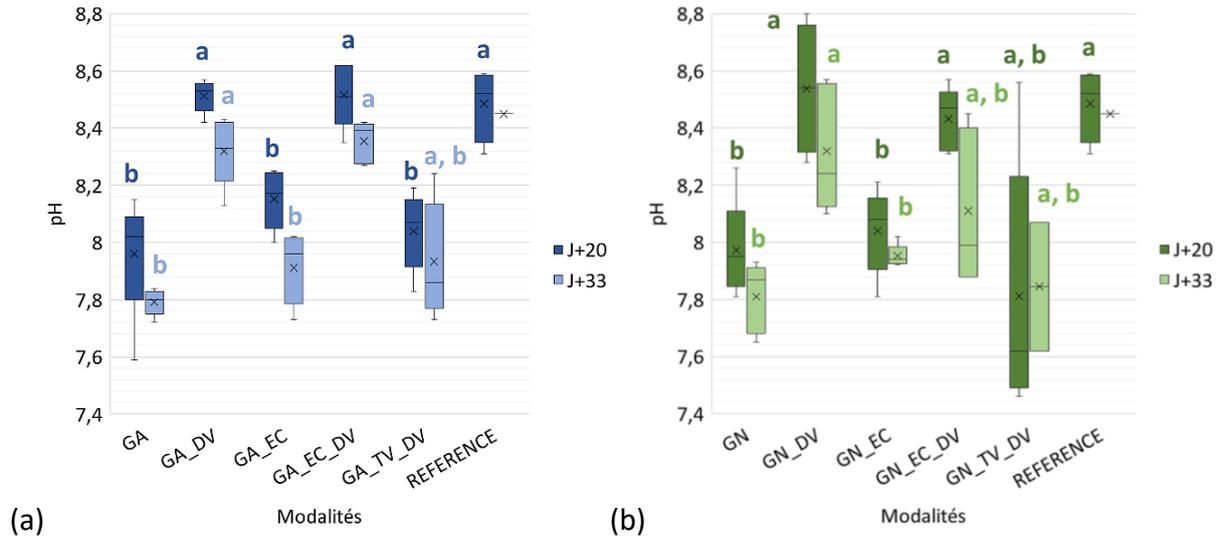
Annexe 17: Matrice des coefficients de corrélation de spearman obtenue entre les variables hydro-physiques des matériaux initiaux (GA, GN, TV, EC) et des formulations après suivi (GA, GA-EC, GA-DV, GA-EC-DV et de même avec GN). La couleur indique l'importance du coefficient de corrélation et le sens positif ou négatif de la corrélation. EG : pourcentage en éléments grossiers. RU : réserve utile (en cm³.cm⁻³). MVA_bac : masse volumique apparente obtenue sur les formulations de substrats après suivi, par méthode dite du bac-à-sable. MVA_compaction : masse volumique apparente obtenue sur les matériaux et formulations secs avant suivi par méthode de compaction au laboratoire. MACROPOROSITE : macroporosité des formulations après suivi. MICROPOROSITE : microporosité des formulations après suivi



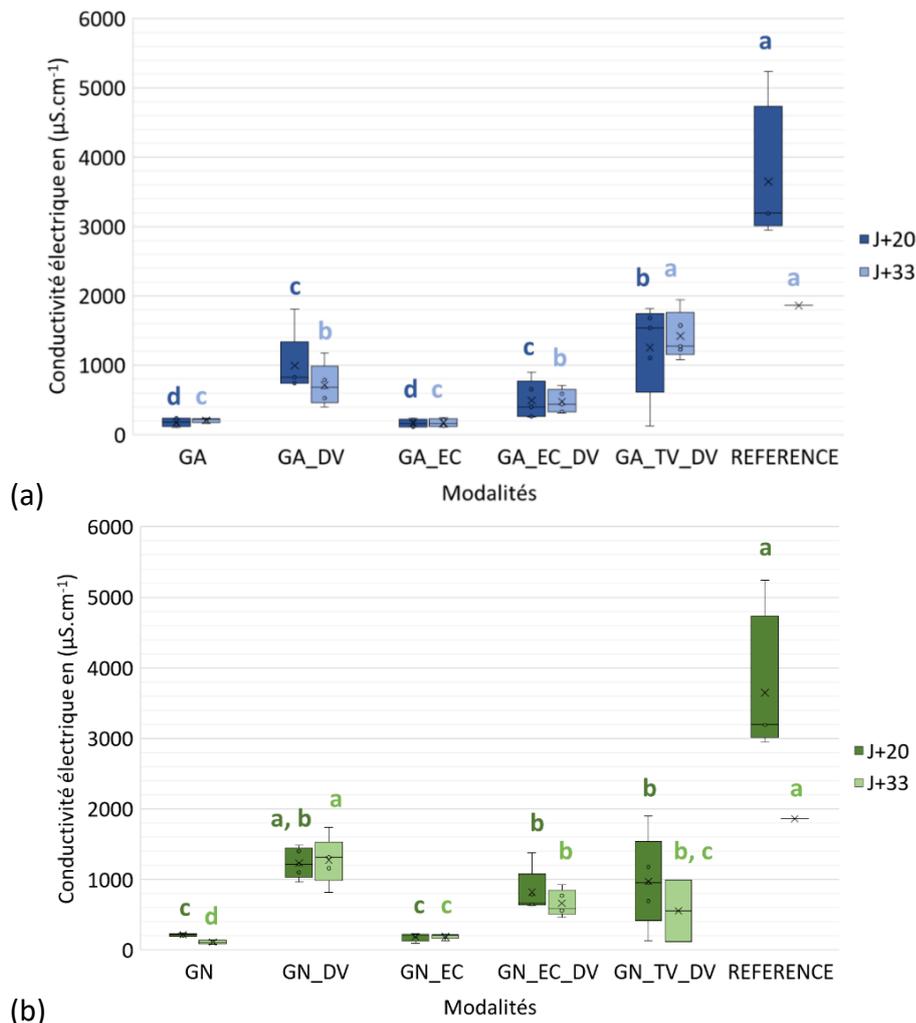
Annexe 18: Résultats du tassement moyen (en mm, n= 5 répliques) des substrats dans les pots de culture, entre le début et la fin du suivi

Modalités	Tassement (en mm)
GA	1,8 ± 0,21
GA-EC	1,775 ± 0,60
GA-DV	1,61 ± 0,61
GA-EC-DV	1,68 ± 0,14
GA-TV-DV	1,5375 ± 0,62
GN	1,38 ± 0,32
GN-EC	1,74 ± 0,36
GN-DV	2,5 ± 0,62
GN-EC-DV	1,95 ± 0,38
GN-TV-DV	1,56 ± 0,44
TV-DV	2,445 ± 0,39

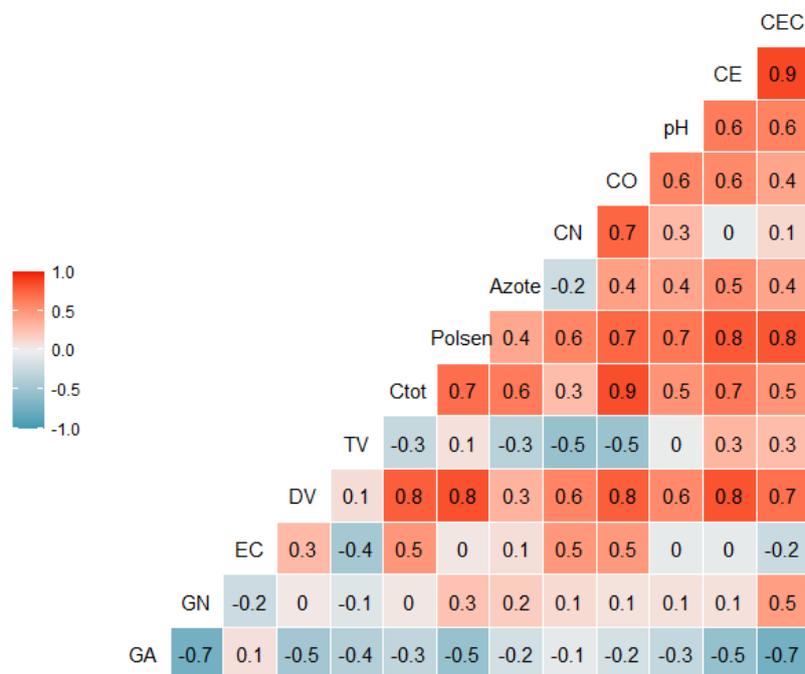
Annexe 19: pH mesuré sur l'eau prélevée au rhizon, pour les modalités avec (a) GA, (b) GN, ainsi que TV-DV. Les mesures sont réalisées à J+20 et J+33 jours après semis. Pour chaque date, les différences significatives entre modalités sont indiquées par des lettres minuscules différentes



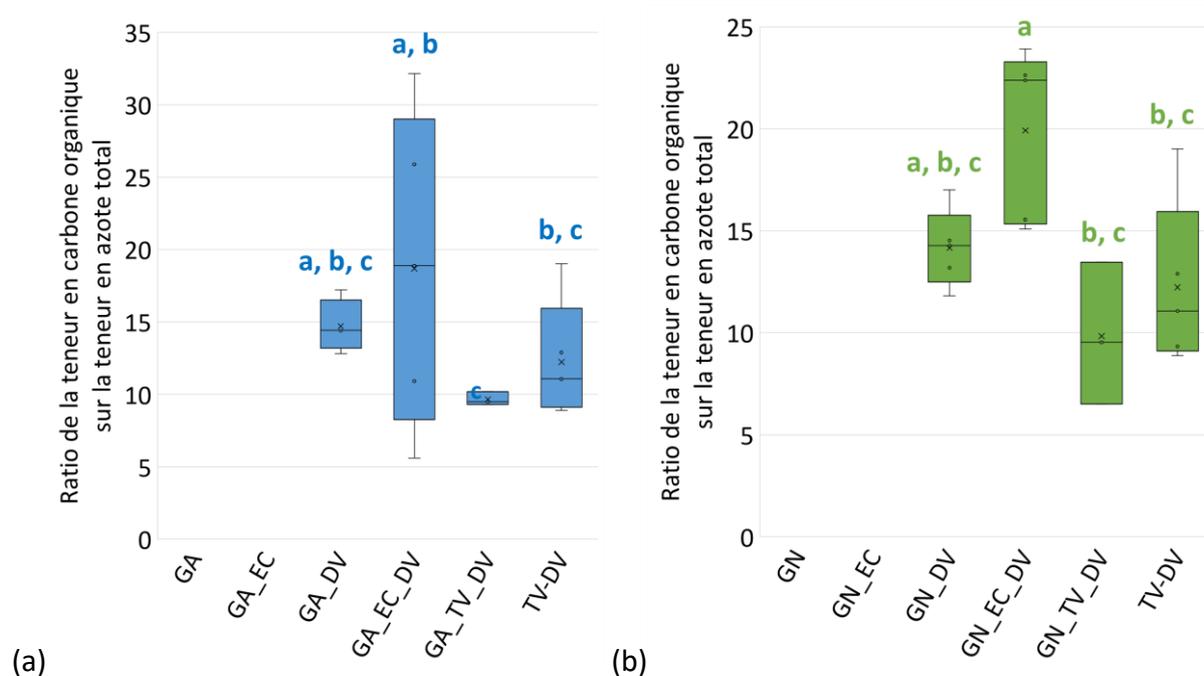
Annexe 20: Conductivité électrique mesurée sur l'eau prélevée au rhizon, pour les modalités avec (a) GA, (b) GN, ainsi que TV-DV. Les mesures sont réalisées à J+20 et J+33 jours après semis. Pour chaque date, les différences significatives entre modalités sont indiquées par des lettres minuscules différentes



Annexe 21: Matrice des coefficients de corrélations entre les variables caractérisant les modalités et les proportions des matériaux (GA, GN, EC, DV, TV). La couleur indique l'importance du coefficient de corrélation et son sens (positif ou négatif). Azote : teneur en azote total, CE : conductivité électrique, CEC : capacité d'échange cationique, CO : teneur en carbone organique, CN : ratio de la teneur en carbone organique sur la teneur en azote total, Polsen : teneur en phosphore (P₂O₅).



Annexe 22: Ratio Corg/Ntot des modalités testées avec le granulats (a) GA ou (b) GN, et TV-DV



Annexe 23: Corrélations significatives entre le pH mesuré sur le substrat et le pH mesurée sur l'eau des pores (moyenne des deux mesures), et de même pour la conductivité électrique (CE) (n=5 répétitions)

Paramètre	Modalités	Coefficient de corrélation de Spearman	p-value du test de corrélation
pH	Modalités avec GA	0,55	0.004
	Modalités avec GN	0,71	7e-05
CE ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Modalités avec GA	0,44	0.028
	Modalités avec GN	0,69	0,0002

Annexe 24: Résultats des régressions linéaires du pH du substrat en fonction du pH de la solution (moyenne des deux mesures), et de même pour la conductivité électrique (CE), pour les modalités avec GA ou avec GN. Les astérisques indiquent l'importance de la significativité. n.s. : non significatif

Modalités	Paramètres utilisés	Equation de la régression	Significativité de l'intercept	Significativité du coefficient directeur	R ²
Modalités avec GA	pH du substrat en fonction du pH de la solution	Y=0,30x+5,56	***	**	0.27
	CE du substrat en fonction de la CE de la solution	Y = 1,37 + 266	n.s.	*	0,16
Modalités avec GN	pH du substrat en fonction du pH de la solution	Y=0,55x +3,28	**	***	0,48
	CE du substrat en fonction de la CE de la solution	Y = 1,67+161	n.s.	***	0,45

Annexe 25: Différences de pH et de conductivité électrique entre le substrat et l'eau prélevée au rhizon (moyenne des deux mesures), pour chaque modalité. Les astérisques indiquent l'importance de la significativité. n.s. signifie non significatif

Paramètre	pH		Conductivité électrique		
	Modalité	p-value	Significativité	p-value	Significativité
GA		0,0079	**	0,0079	**
GN		0,0079	**	0,012	*
GA-DV		0,0079	**	0,012	*
GN-DV		0,0079	**	0,0159	*
GA-EC		0,0079	**	0,0079	**
GN-EC		0,0079	**	0,0079	**
GA-EC-DV		0,6905	n.s.	0,5476	n.s.
GN-EC-DV		0,0079	**	0,0079	**
GA-TV-DV		0,0079	**	0,0079	**
GN-TV-DV		0,1508	n.s.	0,095	n.s.
TV-DV		0.01587	*	0.007937	**

Annexe 26: Concentrations en éléments traces métalliques (ETMs) et macroéléments dans les échantillons d'eau des différentes modalités, pour la première (T1) et la deuxième (T2) période de mesure (29 et 46 jours après le semis) (moyenne en mg.L-1). Les différences significatives sont indiquées par des lettres minuscules différentes pour la comparaison inter-modalités. Seules les deux premières mesures de la solution du sol (respectivement 20 et 32 jours après le semis) ont été utilisées en raison du manque de solution du sol pendant les jours les plus chauds à la fin du suivi

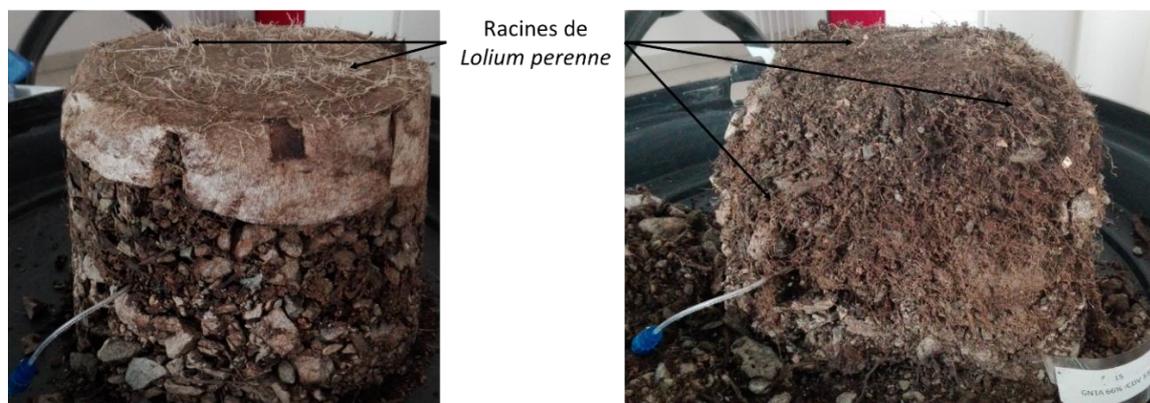
ETM	Mesure	GA	GA-EC	GA-DV	GA_EC-DV	GA-TV-DV	GN	GN-EC	GN-DV	GN-EC-DV	GN-TV-DV	TV-DV
Al	T1	0,035 f	0,234 d, e	0,451 b, c	1,148 a	0,568 a, b	0,069 e, f	0,417 b, c, d	0,378 c, d	0,679 a, b, c	0,761 a, b, c	20,023 a
	T2	0,449 d	0,926 c	1,18 d, b, c	1,535 b, c	11,452 a, b	0,684 c, d	0,761 c, d	4,972 a	1,399 c	1,568 b, c	24,139 a
As	T1	0 d	0 d	0,037 a	0,031 a, b	0,015 c	0 d	0 d	0,036 a, b	0,017 b, c	0 d	0,091 a
	T2	0 d	0 d	0,029 a	0,012 a	0,017 a	0 d	0 d	0,013 a	0,013 a	0,004 a	0,04 a
Ca	T1	40,844 d	39,095 d	28,959 e	33,572 e	64,277 a, b	50,891 c	50,456 c	54,719 b, c	39,059 d	76,046 a, b	116,202 a
	T2	39,543 a	36,664 a	46,067 a	37,16 a	46,934 a	46,288 a	47,25 a	37,142 a	52,286 a	49,278 a	65,931 a
Cd	T1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,002
	T2	0	0	0	0	0,0004	0	0	0,001	0	0	0,001
Co	T1	0 e	0,002 c, d, e	0,012 a	0,009 a, b	0,009 a, b	0 e	0,001 d, e	0,013 a	0,004 b, c	0,004 b, c, d	0,066 a
	T2	0 e, f, g	0 d, e, f, g	0,005 b, c, d, e	0,002 c, d, e, f	0,016 a, b	0 f, g	0 g	0,019 a	0,002 b, c	0,004 b, c, d	0,026 a
Cr	T1	0 d	0,003 b, c	0,007 a	0,008 a	0,003 c	0 d	0,001 c, d	0,006 a	0,006 a, b	0,003 c, d	0,055 a
	T2	0 d	0 d	0,001 c, d	0,001 c, d	0,007 a, b	0,001 c, d	0 c, d	0,005 a	0,001 c, d	0,003 b, c	0,01 a
Cu	T1	0,005 d	0,009 c, d	0,046 a, b	0,055 a, b	0,028 b	0,007 d	0,007 d	0,027 a, b	0,037 a, b	0,049 b, c	0,191 a
	T2	0,009 c	0,007 c	0,011 b, c	0,011 c	0,025 a, b	0,006 c	0,006 c	0,066 a	0,012 b, c	0,053 a, b	0,033 a, b
Fe	T1	0,011 d	0,034 c	2,192 a, b	1,245 b	1,833 b	0,019 c, d	0,048 c	4,059 a	0,839 b	0,813 b	28,233 a
	T2	0,041 e, f	0,035 f	1,205 b, c, d	0,283 d, e, f	5,456 a, b, c	0,035 f	0,033 f	2,239 a, b	0,489 b, c, d	0,711 c, d, e	10,66 a
K	T1	0,69 e	0,76 e	117,905 a, b	94,361 a, b, c	99,763 a, b, c	0,491 e	0,866 d, e	124,051 a, b	86,616 b, c	55,251 c, d	310,288 a
	T2	11,064 c, d	0,9 d	63,774 b, c	43,791 b, c, d	92,251 a, b	0,906 d	0,886 d	122,924 a	86,108 a, b	58,058 a, b	140,077 a
Mg	T1	8,561 c	7,577 c	13,078 b	12,326 a, b	21,325 a	1,117 d	1,662 d	12,985 b	9,187 b, c	9,431 b, c	44,86 a
	T2	5,6 a	5,413 a	13,953 a	9,744 a	16,727 a	4,781 a	2,548 a	13,876 a	14,505 a	10,117 a	16,948 a
Mn	T1	0,001 d	0,003 d	0,218 a, b, c	0,107 c	0,665 a, b, c	0,001 d	0,002 d	0,777 a, b	0,149 b, c	0,613 a, b, c	2,54 a
	T2	0,003 d	0,002 d	0,141 b, c	0,061 c, d	0,619 a, b	0,003 d	0,003 d	0,258 a, b	0,189 c, d	0,26 c, d	0,824 a

Na	T1	5,775 d	5,927 d	125,796 b, c	102,971 c	159,113 a, b	3,347 e	4,928 d, e	164,235 a, b	96,298 c	145,064 a, b, c	274,889 a
	T2	27,824 d, e	8,821 d, e	70,686 b, c, d	48,847 c, d	144,377 a	7,283 e	7,352 e	159,421 a	98,747 a, b, c	113,527 a, b	188,236 a
Ni	T1	0 d	0,001 d	0,014 a, b	0,012 b, c	0,021 a	0 d	0,001 d	0,011 b, c	0,007 c	0,01 b, c	0,07 a
	T2	0,001 c, d	0 d	0,007 b, c	0,003 c, d	0,02 a	0,001 d	0 d	0,026 a	0,003 c, d	0,017 a, b	0,027 a
Pb	T1	0 c	0 c	0,004 a, b	0,001 b, c	0 c	0 c	0 c	0,004 a, b	0,002 b, c	0 c	0,021 a
	T2	0 d	0 d	0 d	0 d	0,006 b, c	0,005 c, d	0 d	0,01 a, b	0 d	0 d	0,015 a
S	T1	139,663 e, f	175,937 d, e	192,169 c, d, e	441,058 a	304,527 a, b, c	50,038 f	150,241 d, e	207,305 b, c, d	412,123 a, b	1463,814 a, b, c, d	4101,75 a
	T2	283,11 d	153,501 d	207,178 d	290,822 c, d	1957,057 a, b	151,144 d	165,145 d	1720,134 a, b, c	313,036 b, c, d	2071,767 a, b, c	2660,919 a
Zn	T1	0,018 c	0,054 a	0,06 a	0,085 a	0,014 c	0,022 b, c	0,019 c	0,027 b, c	0,053 a, b	0,022 b, c	0,182 a
	T2	0,041 c	0,033 c	0,125 b, c	0,083 b, c	0,056 c	0,071 b, c	0,034 c	0,228 a, b	0,053 c	0,054 c	0,194 a

Annexe 27: Développement au 14/06/2022 du ray-grass en pots. (a) modalité GA-DV-EC (1/3 en volume de chaque matériau), où on constate une densité de levée réduite. (b) GN-DV-EC, (c) GA-TV-DV. (d), GN-TV-DV. (e) TV-DV (terre 2/3 et compost 1/3 v/v)



Annexe 28: Colonisation racinaire (*Lolium perenne*) des pots de substrats expérimentaux, à travers le géotextile tapissant le fond du pot, et dans la masse de substrat



Annexe 29: Biomasse de *L. perenne* (moyenne en cm) pour chaque coupe, et biomasse totale produite au cours du suivi, pour chaque modalité

Modalité	Biomasse aérienne sèche de <i>Lolium perenne</i> (en mm)		
	Première coupe	Seconde coupe	Total
GA	0,02	2,41	2,43
GN	1,34	5,38	6,72
GA_DV	1,07	7,13	8,19
GN_DV	3,23	11,10	14,33
GA_EC	0,00	1,56	1,56
GN_EC	0,20	2,96	3,16
GA_EC_DV	0,34	3,75	4,10
GN_EC_DV	0,82	6,18	7,00
GA_DV_TV	2,00	7,93	9,93
GN_DV_TV	3,48	9,73	13,21
TV-DV	5,79	15,55	21,34

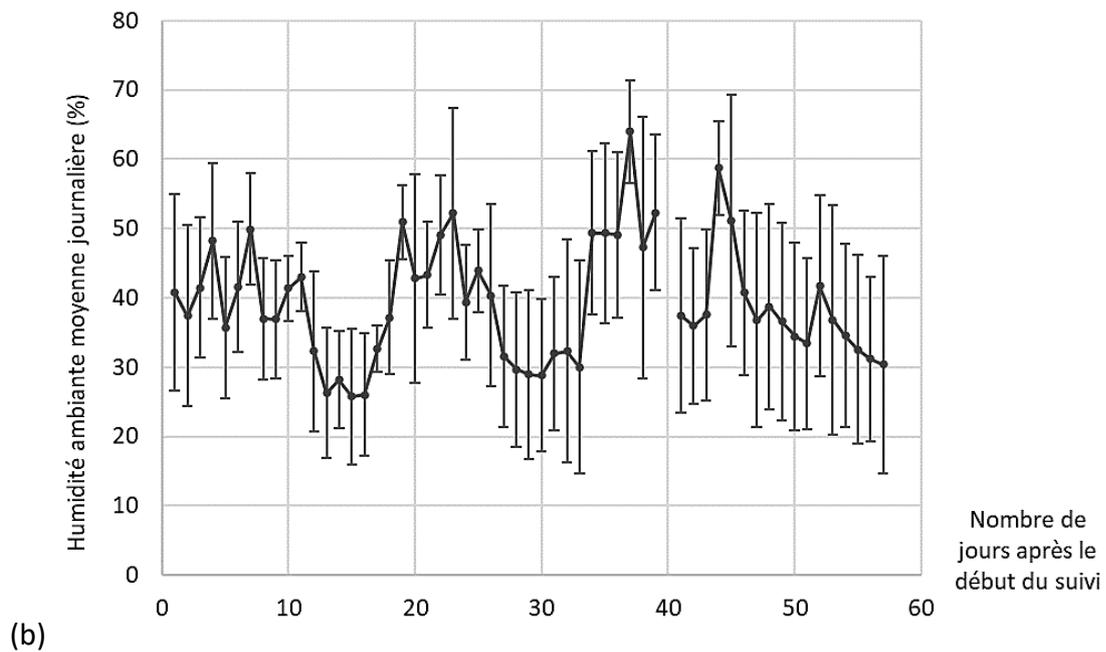
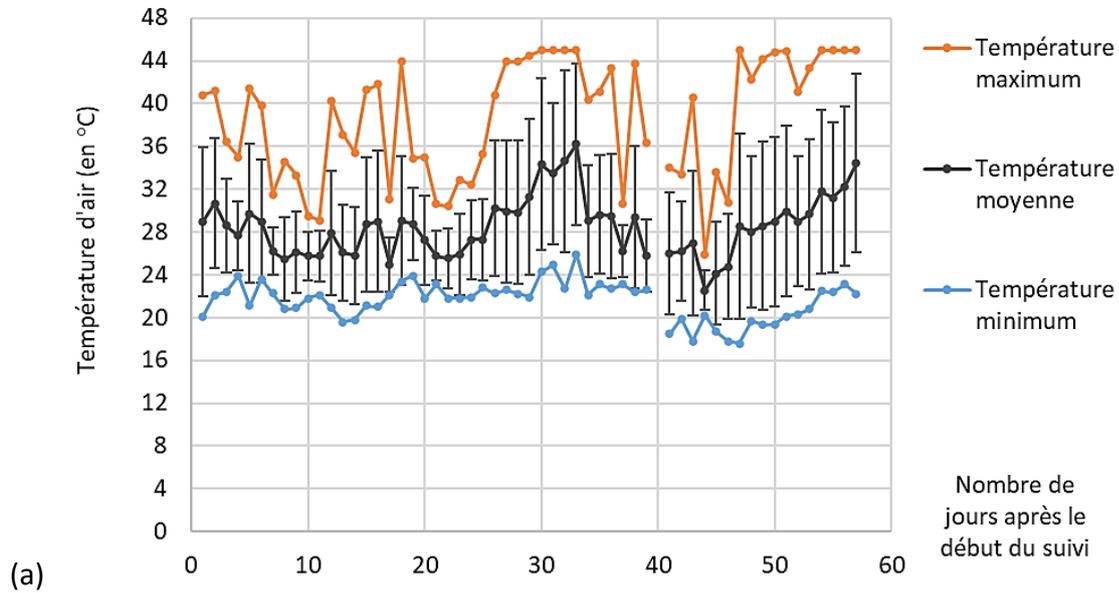
Annexe 30: Résultats des tests de comparaison intermodalités pour les hauteurs de *L. perenne* (en cm, moyenne de $m = 3$ individus et de $n = 5$ réplicas de pots), à chaque date de mesure (du 17/05 au 11/07/2022) ou nombre de jours (J) après semis. En gras est indiqué la coupe de mi-suivi (à J+40) à 8-9 cm de hauteur

Date	17/05	20/05	23/05	25/05	30/05	01/06	07/06	10/06	14/06	17/06	20/06	27/06	30/06	04/07	07/07	11/07
Modalité	J+5	J+8	J+11	J+13	J+18	J+20	J+27	J+30	J+34	J+37	J+40	J+47	J+50	J+54	J+57	J+61
GA	3,3 b	7,9 c, d	10,6 d	12,2 d, e	13,2 f	13,5 e	14,8 f	16,0 f	16,5 g	16,0 f, g		10,5 e, f	10,5 d	10,6 d	10,6 e, f	10,7 f
GA_DV	1,1 e, f	6,2 e, f	10,3 d, e	11,0 f	15,3 d	18,2 c	24,5 d	29,1 b, c	30,1 c, d	31,9 b, c		25,7 a, b	31,5 a	33,2 a	36,4 a, b	38,8 a
GA_EC	3,9 a, b	8,2 c, d	10,3 d	11,2 f	12,1 g	12,1 f	12,1 f	12,8 f	13,2 h	13,4 g		10,0 f	10,2 d	10,2 d	10,1 f	10,2 f
GA_EC_DV	0,0 f	5,1 f	9,1 e	10,7 f	13,5 e, f	14,4 e	20,2 e	21,3 e	23,9 f	26,7 e		20,5 c	23,9 b	26,8 b	28,1 c	29,4 d
GA_DV_TV	3,6 b, c	9,7 a, b	13,9 a, b	15,0 b, c	22,9 b, c	25,9 b	28,9 b	30,7 b	31,2 c	32,7 b		20,7 c	23,8 b	26,6 b	28,1 c	29,1 d
GN	2,6 c, d, e	8,7 b, c	13,5 a	14,8 b, c	21,6 c	24,0 b	26,7 c	28,8 c	29,3 d	28,0 d, e	8,5	14,3 d	16,6 c	17,8 c	18,0 d	18,3 e
GN_DV	2,1 d, e	7,3 d, e	12,9 b, c	14,3 c	19,3 c	24,3 b	29,7 b	34,6 a	37,1 a, b	38,4 a		24,0 b	29,9 a	34,5 a	37,3 a	39,5 a, b
GN_EC	3,5 b, c, d	8,6 b, c	12,2 c	12,5 d	14,7 d	16,0 d	19,4 e	20,5 e	20,9 f	21,2 f		11,5 d, e	13,8 c	14,5 c	14,1 d, e	14,1 e
GN_EC_DV	0,0 f	5,1 f	9,6 d, e	11,4 e, f	14,1 d, e	16,2 d	21,3 e	24,2 d	27,5 e	30,3 c, d		25,1 a, b	30,3 a	34,5 a	34,5 b	36,5 b, c
GN_DV_TV	5,1 a	12,9 a	16,4 a	17,1 a	27,4 a	30,4 a	32,1 a	34,1 a	36,0 b	37,1 a		21,4 c	26,4 b	29,2 b	30,4 c	31,1 d
TV-DV	0,0 f	7,0 d, e	12,5 b, c	15,3 a, b	24,4 a, b	28,6 a	31,3 a	34,8 a	37,8 a	39,3 a		26,0 a	30,6 a	33,9 a	36,1 a	35,9 c

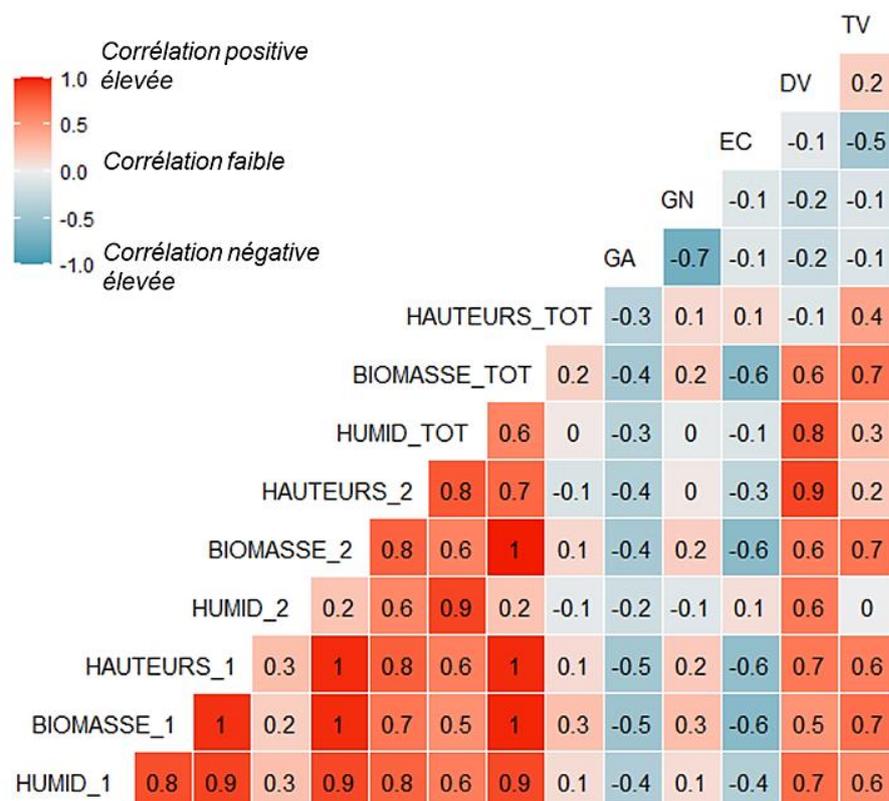
Annexe 31: Teneur en éléments traces des parties aériennes de *Lolium perenne* cultivées sur les différentes formulations après 10 semaines de suivi (mg.kg⁻¹ de poids sec de ray-grass). Les différences significatives sont indiquées par des lettres minuscules différentes pour la comparaison entre les modalités

Modalités	Al (mg.kg ⁻¹)	Ca (mg.kg ⁻¹)	Fe (mg.kg ⁻¹)	K (mg.kg ⁻¹)	Mg (mg.kg ⁻¹)	Mn (mg.kg ⁻¹)	N (mg.kg ⁻¹)	Na (mg.kg ⁻¹)	P (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)
GA	64,62 a	9493 b	706,88 a	21639 c, d	4038 a	233,84 a, b	7823 f	2386 d, e	900 e	1552 e
GA-EC	79,05 a	11359 a	163,21 a, b	19182 d	4291 a	148,22 d, e	7852 f	3389 d	960 e	1542 d, e
GA-DV	17,14 b	1892 e	63,83 d, e	25331 a, b	2092 d	181,53 c	19 020 a, b	14458 b	2895 b, c	2644 a, b
GA-EC-DV	21,16 b	2744 d	69,47 c, d, e	23791 a, b, c	2607 b	138,58 e, f	16 452 c	12228 c	3461 a	2150 b, c
GA-TV-DV	18,56 b	1341 c	72,27 e	25395 b, c, d	1341 b, c	208,16 c, d	20 506 c, d	30846 b, c	2011 b, c	2856 c, d
GN	57,21 a	9240 b	94,22 b, c	24757 a	2154 c, d	109,53 g	9058 e	1055 f	1630 d	2020 d, e
GN-EC	93,88 a	12153 a	132,05 a	24981,27 a, b	2666 b	129,99 f, g	9148 e	2122 e, f	1796,85 d	2429,99 c, d
GN-DV	22,01 b	1942 e	69,24 c, d, e	25285 a	1748 e, f	312,05 a	18 724 a, b	23047 a	2594,89 c	2634 a
GN-EC-DV	20,40 b	2597 d	63,98 d, e	23911 a, b, c	2120 d	127,80 e, f, g	17 642 b, c	15023 b	3387,68 a	2215 a, b
GN-TV-DV	19,17 b	3266 c	57,89 e	22498 a, b, c	2522 d, e	170,74 c, d	14 568 d	13470 b	2883,36 b	2384 a, b
TV-DV	21,33 b	4116 f	55,71 c, d	23635 a	1971 f	176,15 b, c	13 422 a	13423 a	2982,27 d	2539 a, b

Annexe 32: Conditions ambiantes sous serre durant la période de suivi (a) Température, (b) humidité ambiante. Le rayonnement solaire quotidien moyen était de $216,23 \text{ W/m}^2$ ($18,68 \text{ MJ/m}^2/\text{jour}$). Les radiations solaires minimales et maximales mesurées étaient respectivement de $56,29$ et $293,54 \text{ W.m}^{-2}$, et la somme totale des radiations pendant la période de suivi était de 288233 W.m^{-2} , pour 15 heures de radiations solaires par jour (7h-21h).



Annexe 33: Matrice des corrélations des variables caractérisant les parties aériennes du ray-grass et les proportions des matériaux. La couleur indique l'importance du coefficient de corrélation et le sens positif ou négatif de la corrélation. BIOMASSE_1 et BIOMASSE_2 : biomasse aérienne sèche de la première et seconde coupe respectivement. HAUTEURS_1 et HAUTEURS_2 : hauteurs du ray-grass avant chaque coupe. HUMID_1 et HUMID_2 : teneur en eau du ray-grass à chaque coupe.



Annexe 34: Significativité et paramètres des régressions linéaires de la biomasse sèche du ray-grass (en g) en fonction du logarithme de la hauteur du ray-grass (en cm), pour la première coupe, la seconde coupe ou les deux réunies. Les astérisques indiquent l'importance de la significativité, et n.s. signifie non significatif

Valeurs utilisées	Equation de la régression	Significativité de l'intercept	Significativité du coefficient directeur	R ²
Biomasse sèche et hauteurs, pour la première coupe	Y=0.271x-0.526	n.s.	***	0.51
	Y=0.172ln(x) -3.2630	***	***	0,54
Biomasse sèche et hauteurs, pour la seconde coupe	Y= 0.172x-3.263	n.s.	***	0.66
	Y=5.945(x) -12.175	***	***	0,52
Biomasse sèche en fonction des hauteurs, pour les deux coupes	Y=0.185x + 3.233	n.s.	*	0.07
	Y=4.306ln(x)-5.626	n.s.	*	0.07
Moyennes des biomasses sèches des deux coupes additionnées en fonction des moyennes des hauteurs mesurées avant chaque coupe	Y=1.312x+16.697	***	**	0,62

Annexe 35: Teneurs (en mg.kg⁻¹) en hydrocarbures totaux (HCT) et en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) de l'enrobé concassé venant de A-SBA et utilisé dans l'expérimentation en conditions contrôlées. Le signe « < » signifie inférieur à la limite de quantification indiquée, et « n.d. » signifie non déterminé. La conformité à la législation française est également indiquée (analyse pour usage routier de type 3 à chaud (CEREMA, 2016).

Hydrocarbure		Teneurs (en mg.kg ⁻¹)	Conformité à la législation française
HAP (Naphtalène, Acénaphthylène, Acénaphthène, Fluorène, Phénanthrène, Anthracène, Fluoranthène, Pyrène, Benzo(a)anthracène, Chrysène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrene, Dibenzo(ah)anthracene, Benzo(g,h,i)pérylène, Indéno(1,2,3-cd)pyrène)	ISO	<0,50	Conformité : teneurs < 50 mg HAP par kg de matériau sec
Somme des HAP	EPA	n.d.	
Hydrocarbures totaux C10-C40	ISO	220	
Hydrocarbures C10-C21		<30	Conformité :
Fraction C10-C21		<10	teneurs < 300 mg
Fraction C21-C35		140	de HCT C10-C21 /kg
Fraction C35-C40		70	de matière sèche

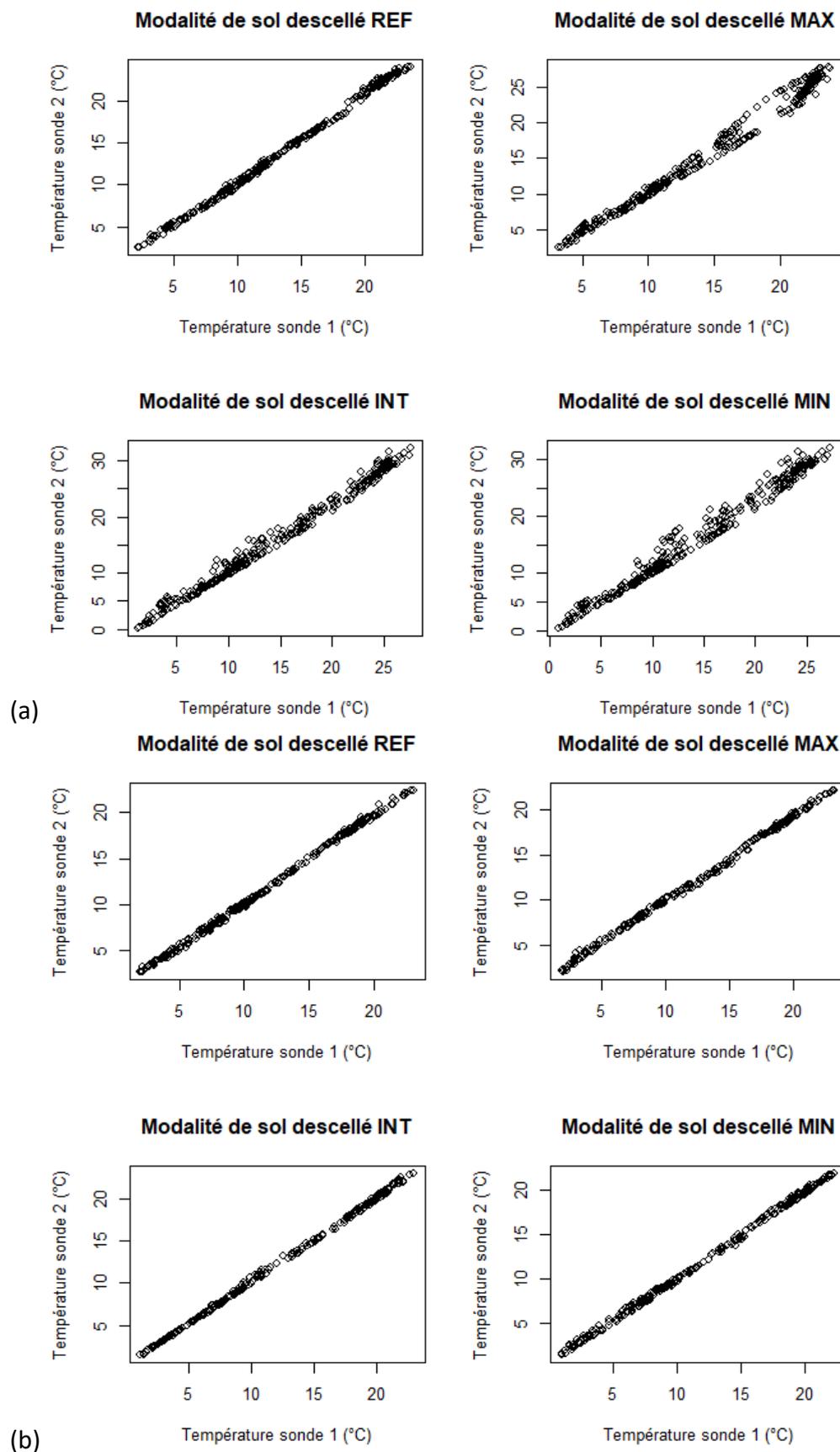
Annexe 36: Résultats d'analyse de la présence d'amiante dans l'enrobé concassé de A-SBA (réalisé par le laboratoire AD-LAB)

Origine	Age du revêtement	Composant analysé	Type d'analyse	Fibres d'amiante
A-SBA (parking pour véhicules légers)	25 ans	Mastic d'enrobé bitumineux noir. Granulat d'enrobé bitumineux noir.	Analyse par Microscopie Optique à Lumière Polarisée (MOLP) et Microscopie Electronique à Transmission Analytique (META)	Non détectées

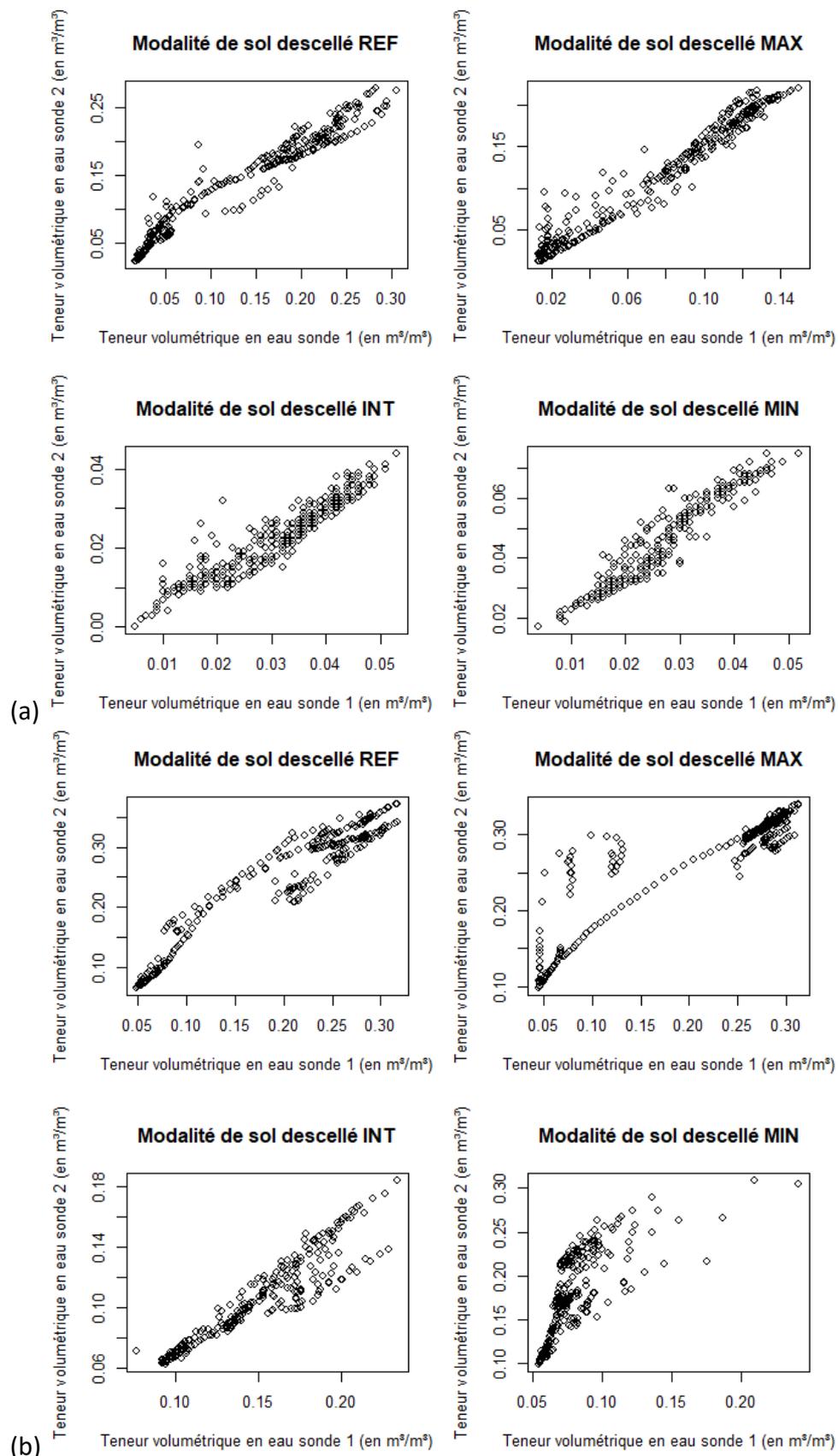
Annexe 37: Corrélations significatives entre sondes, pour paramètres de température, teneur en eau volumique et conductivité électrique du sol, mesurés en continu (valeurs horaires)

Paramètre	Coefficient de corrélation de Spearman	p-value du test de corrélation
TEV (m ³ .m ⁻³)	entre 0,70 et 1	< 2.2e-16
CE (μS.cm ⁻¹)	entre 0,50 et 1	< 2.2e-16
Température (°C)	0,99	< 2.2e-16

Annexe 38: Graphique de dispersion permettant de visualiser la relation linéaire de la variable de la température (en °C) entre les deux sondes implantées dans une parcelle donnée, pour le site (a) A-SAB, (b) N-PSM



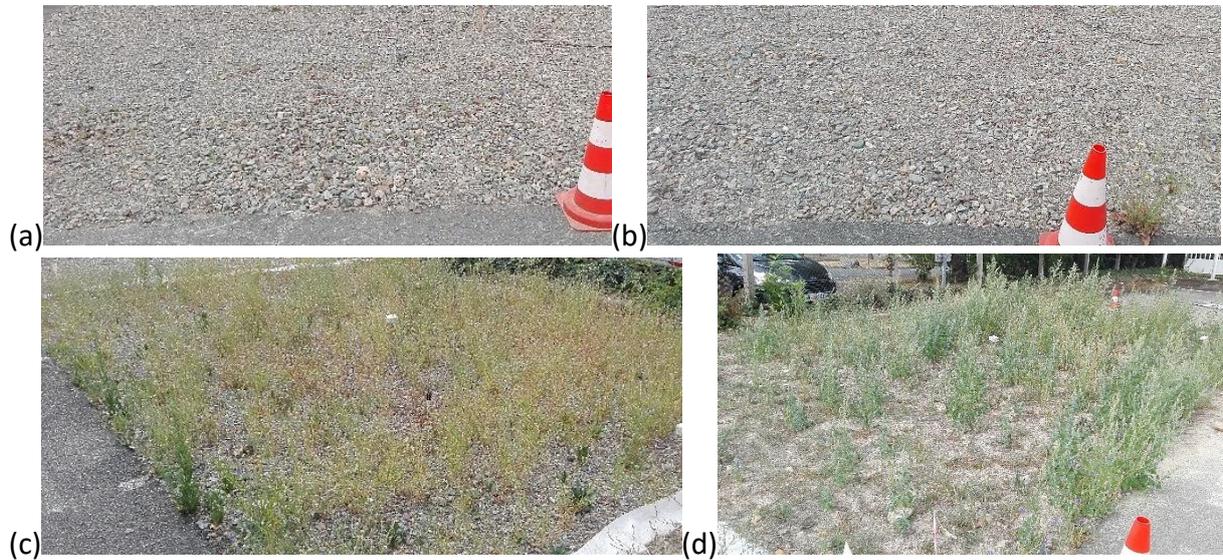
Annexe 39: Graphique de dispersion permettant de visualiser la relation linéaire de la variable de la teneur volumétrique en eau (en $m^3.m^{-3}$) entre les deux sondes implantées dans une parcelle donnée, pour le site (a) A-SAB, (b) N-PSM



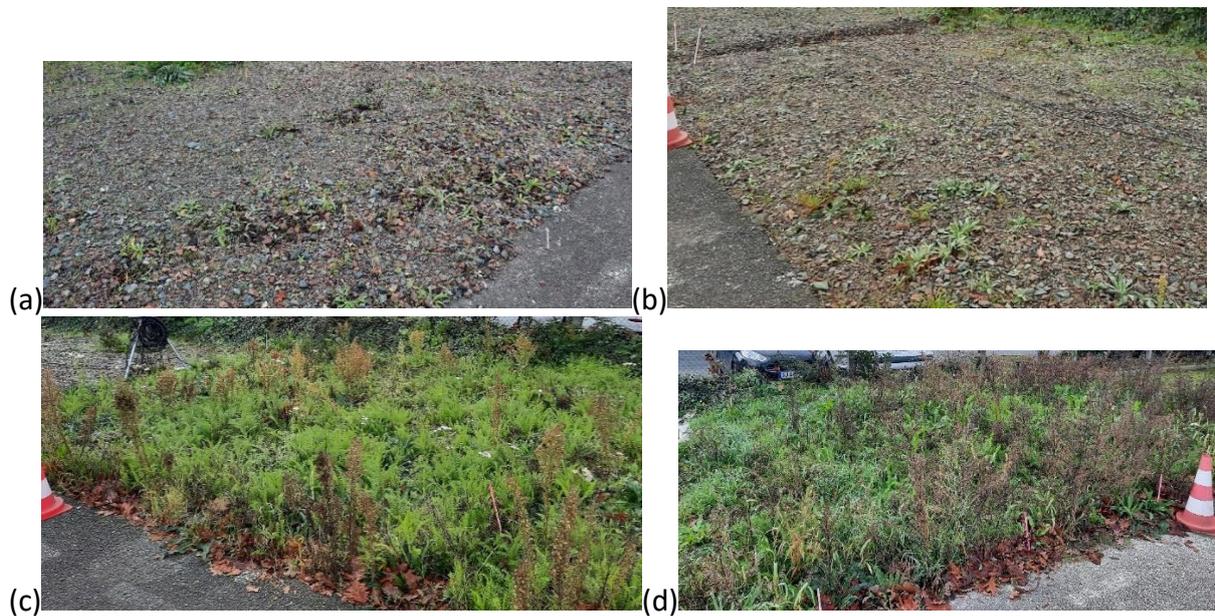
Annexe 40: Différence moyenne (moy) et maximale (max) de résultat entre les deux sondes de chaque modalité de chaque site, pour la température (T) du sol, teneur en eau volumique (TEV), conductivité électrique (CE).

Site	Période	Modalité (parcelle)	Différence de T (°C)		Différence de TEV (m ³ .m ⁻³)		Différence de CE (dS.m ⁻¹)	
			moy	max	moy	max	moy	max
A-SBA	12/10/2022 au 28/08/2023	MIN	1,3	5,5	0,02	0,04	0,002	0,005
		INT	1,1	4,4	0,01	0,02	0,002	0,004
		MAX	0,9	1,6	0,05	0,09	0,012	0,027
		REF	0,3	1,0	0,02	0,08	0,007	0,036
N-PSM	23/11/2022 au 28/08/2023	MIN	0,3	0,9	0,11	0,17	0,040	0,071
		INT	0,2	0,8	0,05	0,09	0,017	0,039
		MAX	0,3	1,2	0,03	0,08	0,036	0,069
		REF	0,2	1,0	0,05	0,11	0,020	0,065

Annexe 41: Photographies des parcelles de A-SBA. Le 28/07/2022 pour (a) MIN, (b) INT, (c) MAX, (d) REF. Les plantes hautes sur MAX et REF sont des espèces semées (e.g., *C. cyanus*) et spontanées (*Chenopodium album* principalement).



Le 14/11/2022 avec les modalités (a) MIN, (b) INT, (c) MAX, (d) REF. Le sol de granulats est encore bien visible sur MIN et INT, tandis que les herbacées hautes semées et spontanées masquent le sol de MAX et REF. Les plantes hautes et brunes sur MAX et REF sont des espèces spontanées (e.g., *Chénopode blanc*, *Erigéron du canada*). Les rosettes d'*E. vulgare* sont visibles sur MIN et INT



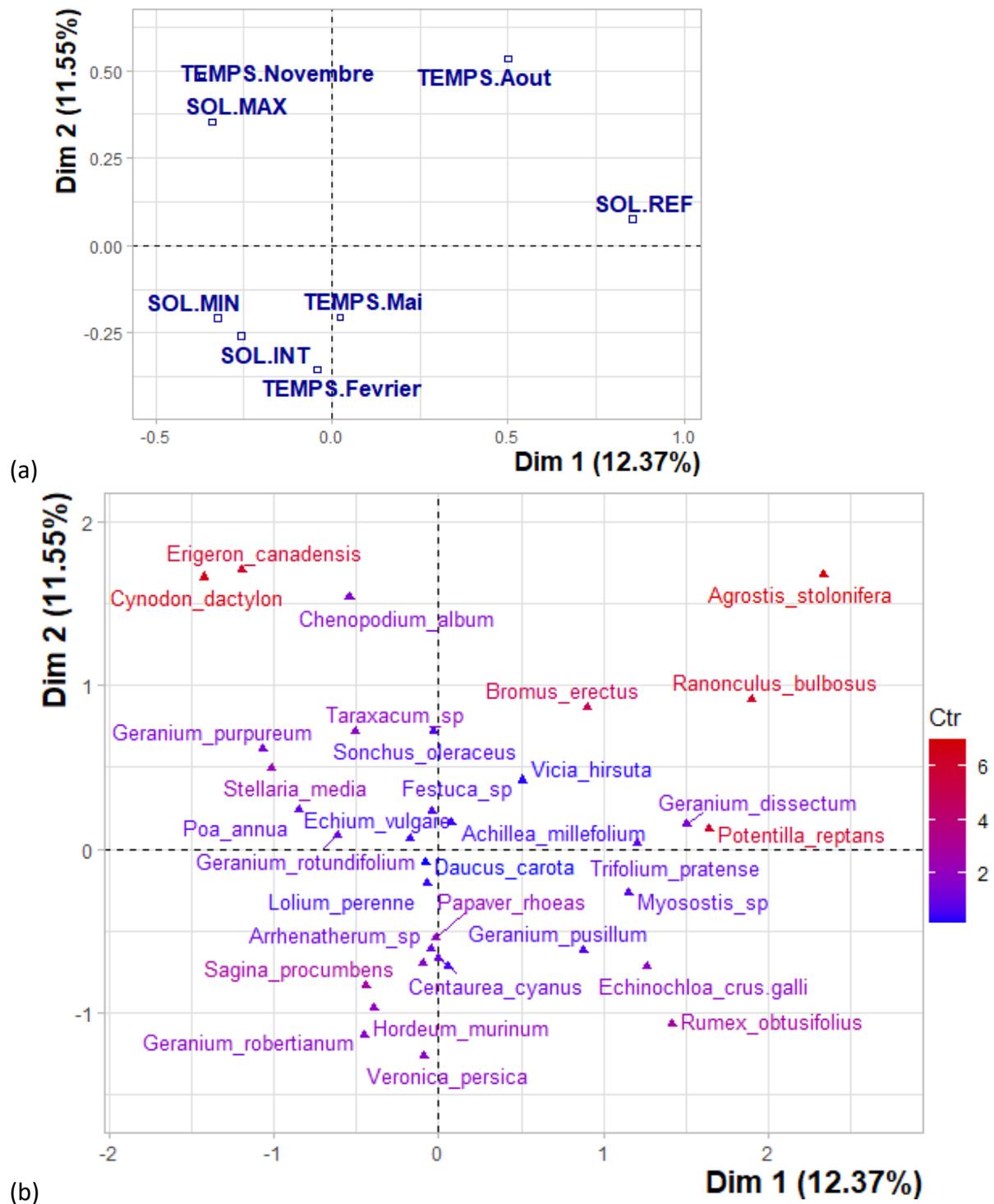
Annexe 42: Photographies du couvert herbacé obtenu au 22/11/2022 pour le site-pilote N-PSM, avec de gauche à droite les parcelles des modalités MIN, INT, MAX, REF. La végétation est encore peu développée en hauteur, sur toutes les parcelles. Le sol est encore bien visible sur la parcelle MIN. Les feuilles mortes présentes sur les parcelles masquent en partie le couvert herbacé de MAX et REF



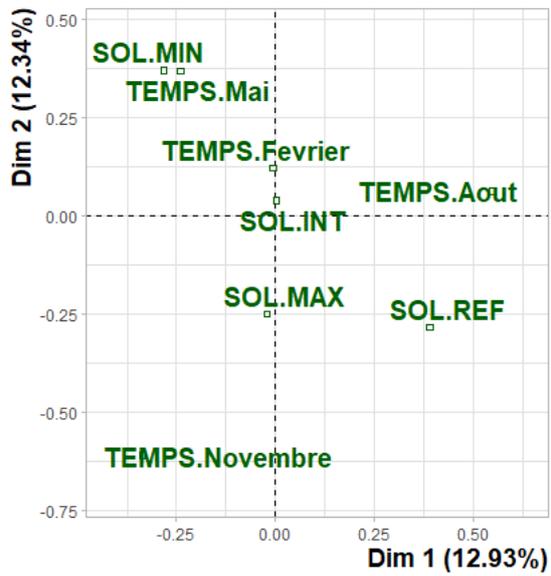
Annexe 43: Liste d'espèces relevées sur les quatre sessions d'échantillonnages

A-SBA		N-PSM			
Agrostis	stolonifera	Rumex	crispus	Achillea	millefolium
Achillea	millefolium	Sagina	procumbens	Agrostide	stolonifera
Anthemis	arvenis	Solanum	nigrum	Arrhnatherum	eliatius
Arrhenatherum	eliatius subsp bulbosum	Sonchus	oleraceus	Bromus	erectus
Bromus	erectus	Stellaria	media	Cardamine	pratensis
Cardamine	hirsuta	Taraxacum	officinale	Convolvus	sepium
Centaurea	cyanus	Taraxacum	sp	Crepis	sp
Cerastium	sp	trifolium	campestre	Dactylis	glomerata
Cerastium	glomeratum	Trifolium	dubium	Daucus	carota
Chenopodium	album	Trifolium	sp	Echium	vulgare
Cynodon	dactylon	Veronica	sp	Festuca	ovina
Daucus	carota	Veronica	persica	Festuca	rubra
Echinochloa	crus-galli	Veronica	serpyllifolia	Geranium	dissectum
Echium	vulgare	Veronica	arvensis	Geranium	rotundifolium
Elytrigia	repens	Vicia	hirsuta	Geranium	lucidum
Erigeron	canadensis	Vicia	sepium	Geum	sylvaticum
Erodium	sp			Glechoma	hederacea
Festuca	ovina			Hedera	helix
Festuca	rubra			Lamium	purpureum
Galium	murale			Lampsana	communis
Geranium	purpureum			Lolium	perenne
Geranium	rotundifolium			Papaver	rhoeas
Geranium	pusillum			Poa	annua
Geranium	robertianum			Poa	pratensis
Geranium	dissectum			Poa	trivialis
Geranium	dissectum			Potentilla	reptans
Hedera	helix			Polygonum	aviculare
Hordeum	murinum			Quercus	robur
Hypochaeris	radicata			Rumex	obtusifolius
Lolium	perenne			Taraxacum	officinale
Medicago	lupulina			Trifolium	arvense
Millepertuis	nummularium			Trifolium	pratense
Myosostis	sp			trifolium	repens
Papaver	rhoeas			Veronica	sp
Picris	hieracioides				
Plantago	lanceolata				
Poa	annua				
Portulaca	oleracea				
Potentilla	reptans				
Ranunculus	bulbosus				
Ranunculus	sp				
Rumex	sp				

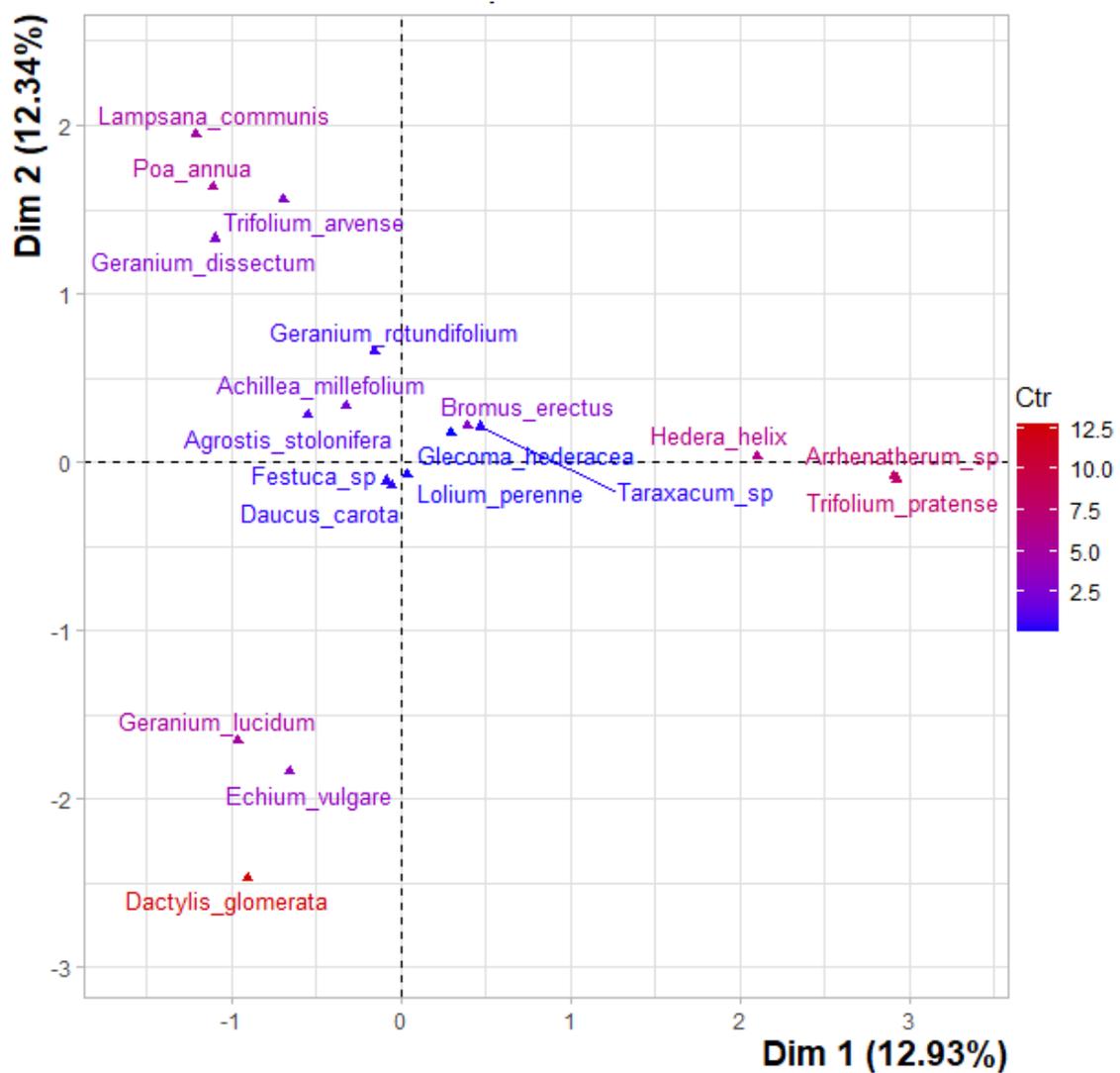
Annexe 44: Résultats graphiques de l'AFC des données de diversité herbacée de A-SBA, pour les espèces présentant dans au moins 3 relevés au cours du suivi, avec (a) les niveaux des catégorielles (mois de mesure et modalités de sols) et (b) les individus (espèces), colorisés selon leur contribution



Annexe 45: Résultats graphiques de l'AFC des données de diversité herbacée de A-SBA, pour les espèces présentes dans au moins 3 relevés au cours du suivi, avec (a) les niveaux des catégories (mois de mesure et modalités de sols) et (b) les individus (espèces), colorisés selon leur contribution



(a)

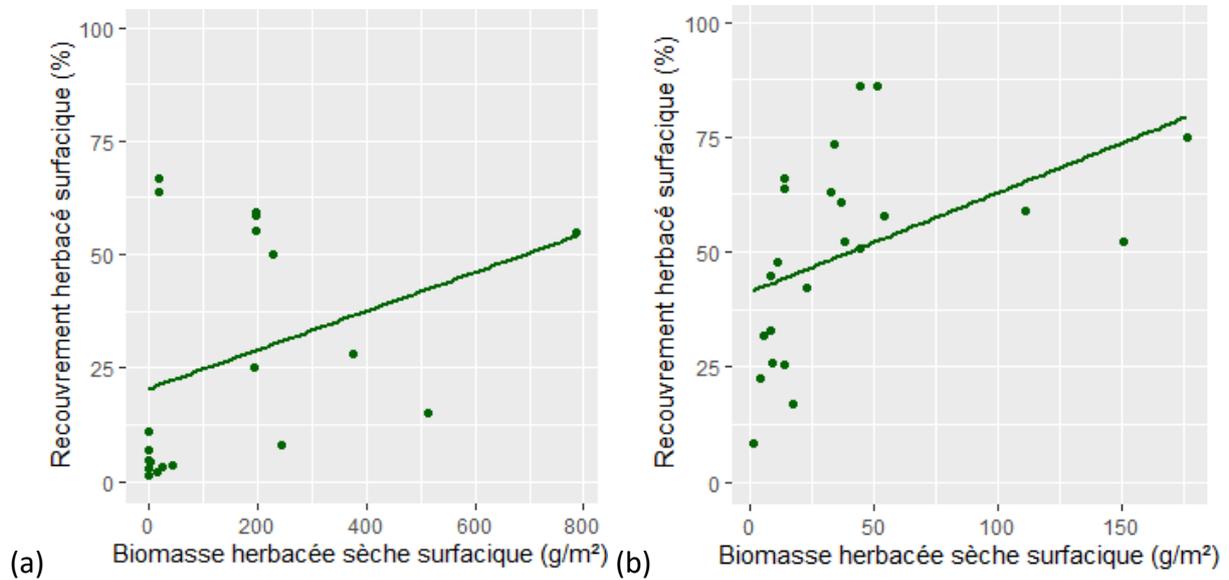


(b)

Annexe 46 : Corrélations des variables caractérisant la végétation, pour chaque site et modalité de sol, tous mois d'échantillonnage confondus (n=12 valeurs). Un astérisque indique la significativité du test.

Paramètres testés	Site	Modalité de Technosol	Coefficient de corrélation de Spearman	p-value du test de corrélation
Nombre d'espèces totales et semées	A-SBA	MIN	0,94	2e-04 *
		INT	0,82	0,002 *
		MAX	0,91	0,0001 *
		REF	0,85	0,0005 *
	N-PSM	MIN	0,79	0,002 *
		INT	0,55	0,06
		MAX	0,36	0,31
		REF	0,61	0,03 *
Nombre d'espèces totales et spontanées	A-SBA	MIN	0,96	4e-06 *
		INT	0,91	8e-05 *
		MAX	0,93	3e-05 *
		REF	0,88	0.00025 *
	N-PSM	MIN	0,89	1e-04 *
		INT	0,54	0.07
		MAX	0,52	0.12
		REF	0,91	5e-05 *
Recouvrement et biomasse sèche	A-SBA	MIN	-0,76	0,08
		INT	0,11	0,86
		MAX	-0,88	0,02 *
		REF	-0,76	0,08
	N-PSM	MIN	0,83	0,06
		INT	0,6	0,24
		MAX	-0,2	0,78
		REF	0,49	0,36

Annexe 47: Graphique de dispersion et régression linéaire du recouvrement herbacé (%) en fonction de la biomasse herbacée surfacique ($g \cdot m^{-2}$), pour (a) A-SBA, (b) N-PSM. L'intercept et le coefficient directeur étaient significatifs pour N-PSM (coefficient = 0,22 et p-value = 0,025) tandis que seul l'intercept était significatif pour A-SBA

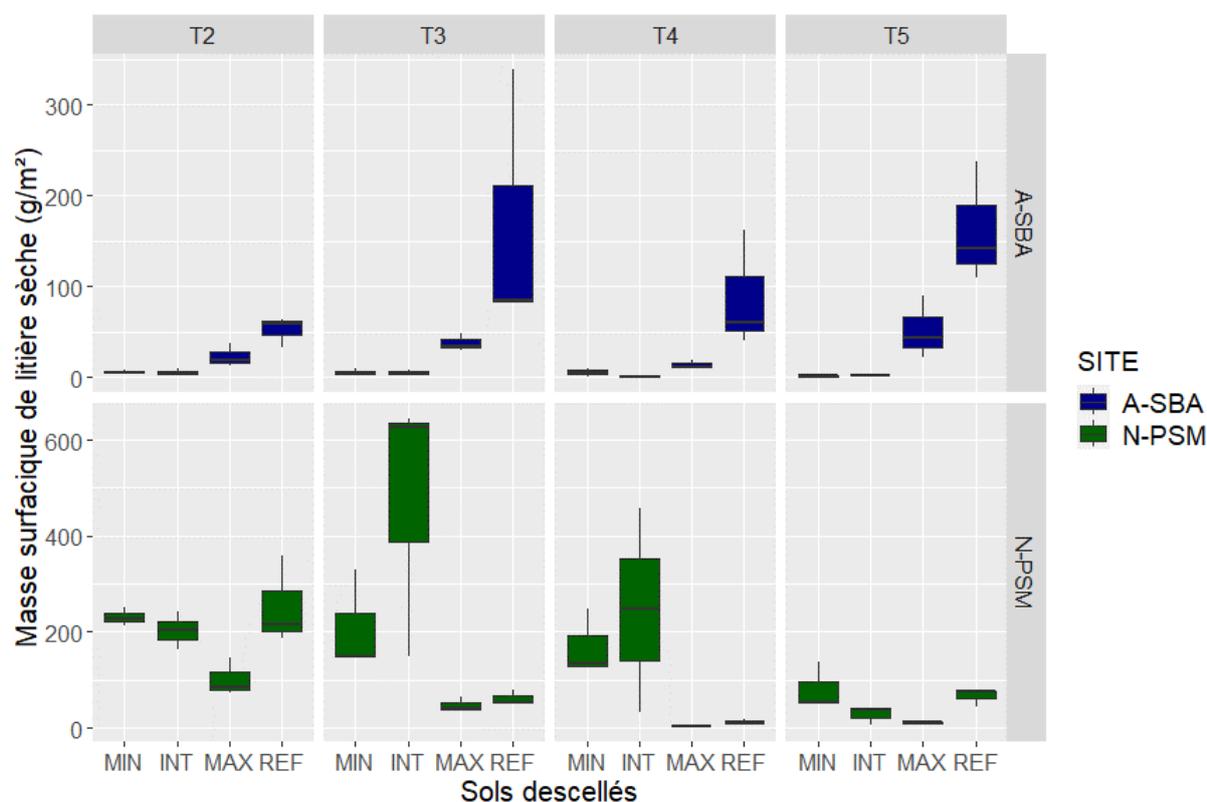


Annexe 48: Taux de dégradation moyen du thé Sencha (matière organique labile) et du rooibos (matière plus récalcitrante) (mg/j) pour chaque site, modalité de sol et session d'échantillonnage, et résultats des tests statistiques de comparaison inter-campagnes. Deux lettres minuscules indiquent une différence significative.

SITE	Matière organique	Modalité de sol	T1 (mai-août 2022)	T2 (novembre 2022-février 2023)	T3 (février-mai 2023)	T4 (mai-août 2023)	T5 (août-novembre 2023)
A-SBA	Rooibos	MIN	6,08 c	4,96 d	7,78 a	7,71 ab	7,16 b
		INT	5,52 c	4,82 d	7,43 a	7,41 a	6,56 b
		MAX	9,15 a	5,51 c	8,03 b	9,14 a	8,96 a
		REF	7,31 c	6,80 d	7,43 bc	9,35 a	8,03 b
	Sencha	MIN	12,84 c	9,94 e	11,61 d	16,20 b	17,42 a
		INT	13,15 b	9,82 d	11,83 c	16,48 a	17,02 a
		MAX	13,46 b	10,80 d	12,30 c	17,14 a	17,32 a
		REF	13,83 c	10,79 d	11,15 d	16,66 b	17,15 a
N-PSM	Rooibos	MIN	6,08 b	5,67 b	8,29 a	5,84 b	7,83 a
		INT	7,30 a	4,95 b	7,87 a	7,76 a	7,59 a
		MAX	8,77 a	6,20 b	9,64 a	8,64 a	8,49 a
		REF	7,57 c	6,60 d	8,31 b	8,17 b	11,83 a
	Sencha	MIN	11,71 c	10,3 d	12,28 b	12,38 c	13,72 a
		INT	10,9 c	10,15 d	11,11 c	11,95 b	13,59 a
		MAX	11,92 b	11,92 c	12,38 b	12,4 b	13,62 a

	REF	10,51 d	10,51 c	12,41 b	11,48 c	14,76 a
--	-----	---------	---------	---------	---------	---------

Annexe 49: Masse de litière sèche ($g \cdot m^{-2}$) pour chaque site, modalité et session d'échantillonnage ($n=3$ mesures). T2=Novembre. 2022, T3=Février. 2023, T4=Mai 2023, T5=août 2023.



Annexe 50: Corrélations entre la masse de litière arborée surfacique et la biomasse herbacée sèche surfacique pour chaque site et modalité de sol, tous mois d'échantillonnage confondus (les astérisques indiquent les tests significatifs au seuil de 5%).

Site	Modalité de Technosol	Coefficient de corrélation de Spearman	p-value
A-SBA	MIN	-0,76	0,08
	INT	-0,45	0,45
	MAX	0,76	0,08
	REF	0,76	0,08
N-PSM	MIN	-0,89	0,03 *
	INT	-0,89	0,03 *
	MAX	-0,9	0,08
	REF	-0,26	0,66

Annexe 51: Exemples de traces d'animaux sur A-SBA. (a) Cloportes observés dans le sol de la parcelle MAX (b) excréments de lapin sur la parcelle INT



Titre : Désimperméabilisation des sols urbains : états des lieux des pratiques et mises en œuvre de génie pédologique pour restaurer des services écosystémiques

Mots clés : végétalisation urbaine, sols artificialisés, fonctions des sols, granulats de voirie, compost de déchets verts, enrobé bitumineux

Résumé : Le scellement imperméable dégrade les fonctions des sols, et impacte les enjeux liés aux villes denses : gestion des eaux pluviales, îlots de chaleur, inégalités de cadre de vie, perte de biodiversité, etc. Une analyse des pratiques prouve que la désimperméabilisation (ou descelllement) cible plusieurs services écosystémiques, s'applique à différents espaces, de toute taille et diversifie les usages d'un site. Pour de la végétalisation urbaine, généralement, les couches de voirie sont substituées par de la terre végétale issue d'horizons arables décapés puis apportés. Face à ce système linéaire peu renouvelable, la réutilisation *in situ* des matériaux de voirie, considérés sinon comme des déchets, offre une alternative mais se heurte à un manque de

littérature scientifique. Des expérimentations menées ont montré que des granulats de voiries descellées et de l'enrobé concassé ne présentent pas de risque environnemental, mais limitent les fonctionnalités souhaitées (fertilité agronomique, développement herbacé, rétention d'eau, régulation thermique, dégradation des matières organiques). Les granulats de voirie descellées amendés de compost de déchets verts (33 % v/v), seul ou avec de la terre végétale, montrent des performances agronomiques relativement équivalentes à celles apportées par une terre végétale amendée. Les modalités de génie pédologique testées déterminaient la capacité du sol à être fertile et multifonctionnel.

Title: Urban soil desealing : assessment of practices and implementation of soil engineering to restore ecosystem services

Keywords: urban vegetation, artificialized soils, soil functions, road base aggregates, green waste compost, bituminous asphalt

Abstract: Sealing degrades soil functions and contributes to the issues of dense cities: stormwater management (SWM), heat island effects, inequalities in amenities access, loss of biodiversity, etc. An analysis of practices shows that soil desealing targets various ecosystem services, can be applied to different space types of all sizes, and provides use diversification. For urban greening, road materials are replaced with topsoil from arable horizons stripped and imported. Face to this linear and non-renewable system, the on-site reuse of road materials,

otherwise considered as waste, offers an alternative but is hampered by a lack of scientific literature. Trials have shown that aggregates and crushed asphalt from unsealed road present no environmental risk, but they limit the desired functionalities (agronomic fertility, herbaceous development, water retention, thermal regulation, organic matter degradation). Aggregates amended with green waste compost (33% v/v), alone or with topsoil, provide similar agronomic levels to amended topsoil. The soil engineering modalities tested determined the soil's potential to become fertile and multifunctional.