UNIVERSITÉ DE LORRAINE | BIBLIOTHÈQUES UNIVERSITAIRES

AVERTISSEMENT
DROIT D'AUTEUR

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

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

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

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

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

Université de Lorraine

École Doctorale SIReNa (Science et Ingénierie des Ressources Naturelles)

Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux (LIEC, Université de Lorraine- CNRS)

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

THÈSE

Présentée en vue de l'obtention du grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE LORRAINE

Mention Géosciences

Par **Arnaud HERBRETEAU**

État et réactivité des matériaux de scellement des sols : quelle contribution au stockage de carbone ?

Soutenance publique le 12 novembre 2025

Membres du jury

Laure VIDAL-BEAUDET (Professeur, L'Institut Agro Rennes-Angers) – **Rapportrice**

Arnaud HUGUET (Directeur de Recherche, CNRS) – **Rapporteur**

Catherine KELLER (Professeure, Aix-Marseille Université) – **Présidente du jury**

Delphine DERRIEN (Chargée de Recherche, INRAE) – **Examinatrice**

Pierre FAURE-CATTELOIN (Directeur de recherche, CNRS) – **Directeur de thèse**

Christophe SCHWARTZ (Professeur, Université de Lorraine-INRAE) – **Directeur de thèse**

Remerciements

Je tiens à remercier les nombreuses personnes qui m'ont aidé à mener à bien ce travail.

Tout d'abord mes directeurs de thèse Pierre et Christophe, pour leur accompagnement confiant durant ces 3 années, au travers notamment de nos réunions régulières, constructives et productives.

Les collègues du LIEC et du LSE, et particulièrement celles et ceux de l'équipe technique et de la gestion, qui ont beaucoup participé au déroulé paisible de ma thèse : Romuald Charpentier, Laetitia Despouy et Cécile Lorentz pour leur accompagnement administratif sans faille. Vincent Dutreuil, Clément Bojic, Romain Goudon, Lucas Charrier, Thierry Béguiristain, David Billet, Alexis Durand, Pierre Leglize, Catherine Lorgeoux, Caroline Hussard et Fabien Lachaud pour leur aide précieuse sur le terrain et au laboratoire.

Les membres de mon CSI Marie-France Dignac et Robin Dagois pour leurs conseils avisés.

Les collègues doctorant.es et post-doctorant.es : Céline, Julien, Caroline, Nicolas, Rafael, Nolhan, Nicolas Signoret, Demba et JB pour les partages scientifiques comme les moments de franche rigolade. Mention spéciale aux deux derniers pour leur générosité désintéressée et les discussions sur (de très) divers sujets, n'ayant bien souvent rien à voir avec le béton ou les méso-agrégats.

Toutes les personnes qui m'ont apporté leur éclairage lorsque je les ai sollicitées, ou ont mis à disposition des équipements (comme une scie fixe à diamants) indispensables à la réalisation de ma thèse, notamment Alexandre Flammang (GéoRessources), Quentin Bédrune (Ademe), Marie-Pierre Turpault (BEF).

Les camarades et ami.es de Nancy avec qui j'ai tant partagé et appris.

Toute ma famille, et particulièrement mes parents, qui ont financé mes études et ont accompagné et respecté tous mes choix. Ce travail vous doit beaucoup.

Sofia, pour notre complicité ressourçante, tes relectures de l'anglais, nos discussions sans fin, et tout le reste.

Et les forêts du Grand Est, même si elles ne sont plus (pour le moment) des « puits de carbone » !

Préambule

Cette thèse a été réalisée grâce aux financements d'un contrat doctoral par l'Université de Lorraine (UL) et est rattachée à l'Ecole Doctorale SiReNa (Science et Ingénierie des Ressources Naturelles). Elle a été réalisée en co-direction au sein de deux laboratoires de recherche. Le LIEC (Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux) est une unité mixte de recherche (UMR) de l'UL et du Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS). Le LSE (Laboratoire Sols et Environnement) est une UMR de l'Université de Lorraine et de l'Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement (INRAE).

Les travaux de la thèse ont été réalisés en partenariat étroit avec le projet Ademe-DESSERT (Désimperméabilisation des Sols, Services Ecosystémiques et Résilience des Territoires, 2021-2024), coordonné par le LSE et qui regroupe des acteurs de la recherche, de l'aménagement et des associations professionnelles. L'objectif de DESSERT était d'acquérir des connaissances scientifiques sur le descellement des sols et d'émettre des recommandations sur la gestion des sols urbains scellés, et plus précisément sur les modalités de leur descellement. Un aboutissement des travaux de recherche a été la publication d'un guide opérationnel, à la rédaction duquel nous avons participé.

Ce travail s'inscrit également dans les projets de recherche du GISFI (Groupement d'Intérêt Scientifique : requalification des territoires dégradés - gisfi.univ-lorraine.fr) dont le LIEC et le LSE sont membres. Pour mener à bien les expérimentations, cette thèse a ainsi pu bénéficier des moyens matériels et humains du GISFI, notamment à travers la mise à disposition d'une parcelle de sol. Un essai *in situ* a également été réalisé sur une parcelle du domaine expérimental de la Bouzule de l'École Nationale Supérieure d'Agronomie et des Industries Alimentaires (ENSAIA-UL). Une parcelle forestière du site de l'Observatoire Pérenne de l'Environnement (OPE), structure de recherche de l'ANDRA, a été mise à disposition via l'unité de recherche Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers (BEF, INRAE). Enfin, des parcelles des trois sites expérimentaux mis en place dans le cadre du projet DESSERT à Angers, Cannes et Nancy, ont été utilisées.

Une partie des expérimentations de cette thèse ont bénéficié d'un financement obtenu via le projet « Biobitume », obtenu dans le cadre de l'appel à projet Ruptures 2024 du Pôle « Observatoire Terre et Environnement de Lorraine » (OTELo-UL). Les expérimentations réalisées dans le projet « Biobitume » ont bénéficié de l'appui des équipes du LSE et du LIEC.

Une partie des travaux de thèse a été réalisée sur la plateforme géochimie organique du laboratoire GeoRessources, appartenant à l'infrastructure ANATELo de l'Université de Lorraine, avec le soutien de de son équipe.

Ce travail a été réalisé sans recourir à des outils informatiques d'intelligence artificielle.

Table des matières

Préambule 4
Table des matières 5
Abréviations et acronymes utilisés 12
Liste des tableaux 14
Liste des figures 17
Liste des annexes 22
Introduction générale 23
Un contexte normatif en faveur de la protection des sols 23
Des pratiques de (dés)imperméabilisation en plein essor 23
Le sol au cœur des impératifs environnementaux 24
Chapitre 1. État de l'art 26
1. Les services écosystémiques rendus par les sols 26
1.1. Le sol, un pourvoyeur de services écosystémiques diversifiés 26
1.2. Le service écosystémique de régulation du climat global 28
2. La fonction de stockage du carbone 32
2.1. Le stockage de carbone dans les sols 32
2.1.1. Les mécanismes de séquestration du carbone dans les sols 32
2.1.2. Les pratiques favorisant le stockage du C dans les sols naturels, forestiers et agricoles 33
2.2. Le carbone dans les sols très anthropisés 35
2.2.1. Stock de carbone 35
2.2.2. Méthodes de quantification du carbone organique 36
2.2.3. Mécanismes de stockage du carbone dans les sols très anthropisés 36
2.2.4. Pratiques favorisant le stockage de carbone dans les sols très anthropisés 37
2.3. Le carbone dans les sols scellés 38
2.3.1. Stocks de carbone 38
2.3.2. Méthodes de quantification du carbone organique des sols scellés 39
2.3.3. Mécanismes de stockage du carbone dans les sols scellés 40
2.3.4. Pratiques favorisant le stockage du carbone dans les sols scellés 40
2.4. Le carbone dans les sols descellés 41
2.4.1. Un potentiel de stockage additionnel … 41
2.4.2. … Et des lacunes scientifiques certaines 41
3. Caractéristiques des sols scellés 42
3.1. Les sols scellés sur le territoire français 42
3.2. Les revêtements de scellement du sol et les matériaux sous-jacents 44
3.2.1. Structure générale d'une chaussée 44
3.2.2. Le bitume et le béton, deux matériaux incontournables de la chaussée 46

3.2.3. Typologie des matériaux du revêtement de scellement 48
3.2.1. Part des différents types de revêtements de scellement 52
3.2.2. Les matériaux sous-jacents au revêtement de scellement 53
3.2.3. Le carbone dans les revêtements de scellement et matériaux sous-jacents 54
3.3. Nomenclature des sols scellés 55
3.3.1. Termes utilisés dans la littérature scientifique et définition 55
3.3.2. Classification pédologique des sols scellés 56

4. La gestion des sols (de)scellés par le génie pédologique 58
4.1. Définition du génie pédologique 58
4.2. Les différents modes de gestion des sols scellés menant à leur descellement 59
4.2.1. La non prise en charge des sols scellés : le descellement spontané 59
4.2.2. L'application des méthodes de génie pédologique aux sols scellés : le descellement assisté ... 62
4.3. Devenir de l'enrobé bitumineux lors d'un descellement de sol 64
4.3.1. Devenir suite à l'export de l'enrobé bitumineux 64
4.3.2. Devenir suite au maintien *in situ* de l'enrobé bitumineux 66
4.4. Fonctionnement des sols faisant l'objet de génie pédologique 67
4.4.1. Facteurs et processus de la pédogenèse 67
4.4.2. Pédogenèse en milieux très anthropisés 67
4.4.3. Pédogenèse dans le cas des sols descellés : l'altération du matériau parental anthropique 69

5. Questionnements et hypothèses 78

Chapitre 2. Estimation des stocks de carbone organique dans les Technosols ékraniques 81

1. Les données disponibles pour quantifier les sols scellés 82
1.1. Les fichiers fonciers 82
1.2. L'enquête Teruti-Lucas 82
1.3. Corine Land Cover (CLC) 83
1.4. Occupation du sol à grande échelle (OCS GE) 86
1.5. Comparaison des bases de données 88

2. Utilisation des données OCS GE pour estimer la surface de sols scellés et leurs usages (E+) 89

3. Méthode d'estimation de la surface totale scellée par trois usages des sols (E-) 91
3.1. Le réseau routier 92
3.2. Les places de stationnement (ou parkings) 93
3.3. Les trottoirs 94
3.4. Comparaison de E+ et E- avec les données disponibles 97

4. Données requises pour convertir des surfaces de sols scellés en stock de carbone 97
4.1. Taux d'emploi de matériaux bitumineux en surface pour chaque usage 97
4.1.1. Taux d'emploi pour E- 97
4.1.2. Taux d'emploi pour E+ 98
4.2. Types de matériaux bitumineux 100
4.3. Epaisseur des matériaux bitumineux : de multiples sources de variations 100
4.3.1. Présence/absence d'une couche d'assise 101

4.3.2. Epaisseurs des éléments de structure de chaussée 103
4.4. Masse volumique réelle et teneurs en bitume 106
4.5. Proportion de carbone dans le bitume 107

5. Stock de carbone organique des Technosols ékraniques 107
5.1. Stock de carbone dans l'horizon de scellement 107
5.1.1. Première estimation 107
5.2. Stock de CO des TE en prenant en compte les horizons sous-jacents 108
5.3. Les stocks de CO des TE au regard des stocks d'autres types de sols 110
5.4. Limites de la méthodologie 111

6. Conclusion 112

Chapitre 3. Caractéristiques des sols et bitumes mis en œuvre dans les expérimentations 115

1. Les enrobés bitumineux 115
1.1. Le matériau bitumineux neuf 115
1.2. Le matériau bitumineux usagé 116
1.2.1. Provenance et description 116
1.2.2. Échantillonnage et traitement 116
1.2.3. Caractérisations réglementaires (amiante et HAP) 118
1.2.4. Caractérisations en laboratoire 118

2. Les sols 123
2.1. Provenance et description 123
2.2. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols 125
2.3. Caractéristiques physico-chimiques des sols 126

Chapitre 4. Dynamiques du carbone dans un Technosol ékranique 129

1. Matériels et méthodes 131
1.1. Description du dispositif expérimental de simulation d'un rayonnement UV-A 131
1.2. Préparation des enrobés bitumineux 133
1.3. Les différentes étapes d'un essai de vieillissement 134
1.3.1. Paramétrage de l'irradiance 134
1.3.2. Conditionnement de l'enrobé bitumineux dans le sac 134
1.3.3. Déroulement de l'essai de vieillissement 135
1.4. Concentrations de gaz dans les sacs d'échantillonnage 135
1.4.1. Méthode de mesure (micro-GC) 135
1.4.2. Conversion des valeurs de concentration en masse de gaz 136
1.5. Choix des valeurs d'irradiances et équivalences avec un spectre solaire 136
1.6. Description des différentes modalités de vieillissement 137
1.6.1. Essais en conditions contrôlées 138
1.6.2. Essais en conditions semi-contrôlées 138

2. Les émissions de CO_2 de morceaux d'enrobés bitumineux 139
2.1. Les émissions en conditions contrôlées 139
2.1.1. Enrobé neuf (EN) 139

2.1.2. Enrobé usagé (EU) 142
..... 143
2.1.3. Comparaison des valeurs de CO_2 et d'O_2 entre EN et EU 144
2.2. Les émissions de gaz en conditions semi-réelles (EN et EU) 145
2.3. Comparaison des résultats en conditions contrôlées et en conditions semi-réelles 147
2.4. Discussion intermédiaire 148

3. Les émissions de CO_2 de l'horizon de scellement d'un Technosol ékranique 149
3.1. Périmètre de l'estimation et traitements préalables 149
3.1.1. Champ couvert par l'estimation 149
3.1.2. Choix des données utilisées 150
3.2. Résultats 151

4. Estimation des émissions de CO_2 des sols scellés à l'échelle nationale 151
4.1. Hypothèses sur la surface couverte par des matériaux bitumineux 151
4.2. Hypothèses sur les facteurs de variation du rayonnement UV-A 152
4.2.1. Prise en compte de la nébulosité et de la saisonnalité 152
4.2.2. Prise en compte de l'ombre produite par des éléments paysagers 154
4.3. Estimation des émissions de CO_2 des sols scellés à l'échelle nationale 154

5. Conclusion 155

Chapitre 5. Réactivité de l'enrobé bitumineux en contexte pédologique 158

1. Devenir de l'enrobé bitumineux routier dans des sols en conditions pédoclimatiques réelles (Bitum' bags) 159
1.1. Matériels & méthodes 159
1.1.1. Les sachets de matières organiques 159
1.1.2. Les sites d'enfouissement (sols) 160
1.1.3. Protocole de récupération des sacs 162
1.1.4. Indicateurs suivis 162
1.2. Résultats 163
1.2.1. Évolution des masses des bitum'bags 163
1.2.2. Évolution de l'aspect de l'enrobé bitumineux 165
1.2.3. Evolution des groupements fonctionnels du bitume (IRTF) 167
1.3. Discussion intermédiaire 167

2. Des incubations en conditions contrôlées pour approfondir l'hypothèse de la biodégradation 168
2.1. Le dispositif expérimental 169
2.2. Préparation des sols et de l'enrobé bitumineux 169
2.3. Méthode de dosage du COT bitumineux et du COT des sols 170
2.4. Conditions d'incubations 170
2.5. Analyses 171
2.5.1. Mesure des concentrations en CO_2 dans les flacons 171
2.5.2. Mesures de la nature de la MO des substrats (Rock-Eval) 172
2.5.3. Analyses statistiques 175

3. Résultats 175

3.1. Propriétés physico-chimiques des mélanges 175
3.1.1. COT des sols et mélanges : des écarts d'estimation selon les méthodes 175
3.1.2. Autres propriétés physico-chimiques des sols et mélanges 177
3.2. Expériences d'incubations 179
3.2.1. Incubation 1 : INC1 179
3.2.2. Incubation 2 : INC2 181
3.2.3. Analyses Rock-Eval sur les échantillons de INC1 183
3.2.4. Interactions entre variables 197

4. Discussion 200
4.1. Les déterminants des différences d'émissions de CO_2 200
4.1.1. Un changement des propriétés des sols 200
4.1.2. La nature du carbone organique 201
4.2. Les conséquences sur le bitume de l'enrobé d'un séjour dans le sol 203
4.2.1. Des variations de COT à l'issue de l'incubation 203
4.2.2. Une dégradation de la MO bitumineuse 204
4.3. Hypothèses sur les déterminants d'une dégradation et le devenir du carbone bitumineux 205
4.4. Quantification du carbone bitumineux biodégradé 206

5. Potentiel national des émissions de CO_2 par biodégradation de l'enrobé bitumineux 207

6. Conclusion 208

Chapitre 6. Effets du descellement sur les organismes du sol 211

1. Matériels et méthodes 213
1.1. Sols et enrobé bitumineux 213
1.2. Incubations 213
1.3. Rock-Eval (RE) 214
1.4. Mesures microbiologiques 214
1.4.1. Biomasse microbienne 214
1.4.2. Activité microbienne 215
1.4.3. Activités enzymatiques 215
1.5. Tests de germination-croissance 216
1.6. Tests de toxicité algues d'eau douce 216
1.6.1. Lixiviation des sols 216
1.7. Traitements statistiques 217

2. Effets sur les communautés de microorganismes du sol 217
2.1. Résultats 217
2.1.1. Rock-Eval 217
2.1.2. Biomasse microbienne 218
2.1.3. Activité microbienne 218
2.1.4. Activités enzymatiques 219
2.2. Discussion intermédiaire 221

3. Effets sur la germination et la croissance de plantes supérieures 225
3.1. Résultats 225
3.1.1. Germination 225

3.1.2. Croissance 226

4. Effets sur le taux de survie d'algues d'eau douce 228
4.1. Résultats 228
4.1.1. Test algues 228
4.1.2. Carbone organique dissous et pH 229
4.2. Discussion intermédiaire (tests écotoxicologiques) 230
4.2.1. Essais plantes 230
4.2.2. Essais algues d'eau douce 231

5. Conclusion 233

Chapitre 7. Discussion générale 236

1. Discussion scientifique 236
1.1. Les Technosols ékraniques, des sols très pourvus en carbone organique 236
1.1.1. Des stocks de carbone non négligeables 236
1.1.2. Intérêts et limites de l'estimation 238
1.1.3. Recommandations pour quantifier et nommer le carbone des Technosols ékraniques 240
1.2. Le carbone des Technosols ékraniques sous la pression du soleil 241
1.2.1. Du CO_2 émis par les routes : « circulez, y'a rien à voir » ? 241
1.2.2. Vieillissement en conditions contrôlées : des inconnues qui restent à lever 242
1.2.3. Pistes d'amélioration de l'extrapolation à des échelles de temps et d'espace réelles 244
1.3. Le bitume de l'enrobé en contexte pédologique : une matière organique moins inerte qu'il n'y paraît ? 245
1.3.1. Un carbone bitumineux déstabilisé en contexte pédologique 246
1.3.2. Propositions pour mieux tracer le carbone bitumineux dans les sols descellés 248
1.3.3. Quelles pédogenèses d'un sol descellé ? 249
1.4. Des impacts limités de la présence d'enrobé bitumineux sur le compartiment biologique 250
1.5. Synthèse graphique des principaux résultats (Figure 7.3) 251
1.6. Préconisations sur l'utilisation de matériaux bitumineux 252
1.6.1. Maniement de matériaux bitumineux dans un cadre expérimental 252
1.6.2. Préconisations sur les méthodes de descellement 252

2. Discussion opérationnelle : comment gérer les sols scellés en préservant le climat ? 253
2.1. Scénarii d'évolution des sols scellés 253
2.1.1. Scénario 1 (*Business as usual*) : poursuite de la dynamique actuelle de scellement des sols 254
2.1.2. Scénarii 2 : respect du ZAN dans sa version originale 254
2.1.3. Scénario 3 : descellement et renaturation de 10 % des Technosols ékraniques (TE) et arrêt de toute construction de TE 255
2.1.4. Scénario 4 : Rupture énergétique et descellement spontané de 2/3 des surfaces de TE 255
2.2. Méthodes de calcul et données utilisées 256
2.2.1. Excavation et transport de la terre végétale 256
2.2.2. Scellement de sols cultivés 256
2.2.3. Photo-oxydation des Technosols ékraniques (TE) déjà en place ou nouvellement construits 256
2.2.4. Travaux de descellement 257
2.2.5. Végétalisation par afforestation 257
2.2.6. Dégradation de l'enrobé bitumineux dans le sol descellé 258

2.3. Bilan des émissions de gaz à effet de serre des différents scénarii 258
2.4. Quelle contribution des sols descellés au stockage de carbone ? 262
2.5. Freins au stockage de carbone par descellement des sols et préconisations finales 263
Conclusion générale 266
Références bibliographiques 269
Annexes 288
Résumé 302
Summary 304

Abréviations et acronymes utilisés

Ademe : Agence de la transition écologique

AMC : activité microbienne

ANDRA : Agence nationale pour la gestion des déchets radioactifs

BBM : béton bitumineux mince

BBS : béton bitumineux souple

BBSG : béton bitumineux semi-grenu

BE : bitume extrait (*i.e.* ayant subi une extraction au DCM)

BMC : biomasse microbienne

CI : carbone inorganique

CITEPA : Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique

CLC : Corine Land Cover

C : carbone

CO : carbone organique

COD : carbone organique dissous

COS : carbone organique du sol

CS : couverture du sol

DESSERT : DEsimperméabilisation des Sols Services Ecosystémiques et Résilience des Territoires

DCM : dichlorométhane

DROM-COM : départements et régions d'outre-mer

EME : enrobé à modulé élevé

EN : enrobé neuf

ESU : enduit superficiel d'usure

ETM : éléments traces métalliques

EN : enrobé usagé

E+ : estimation haute des surfaces de sols scellés (chapitre 2)

E- : estimation basse des surfaces de sols scellés (chapitre 2)

GB : grave-bitume

GE : grave-émusion

GES : gaz à effet de serre

GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

GNT : graves non traitées

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

INRAE : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

LSE : Laboratoire Sols et Environnement

LIEC : Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux

MIDND : mâchefers d'incinération de déchets non dangereux

MO : matière(s) organique(s)

MOS : matière organique du sol

MOE : matière organique extractible

OCS GE : occupation des sols à grande échelle

ONF : Office national des forêts

PRO : produits résiduaires organiques

PVF : polyfluorure de vinyle

RC : route communale

RD : route départementale

RN : réseau national (autoroutes et routes nationales)

RP : Référentiel Pédologique

SE : services écosystémiques

SEC : chromatographie par exclusion de taille (*size exclusion chromatography*)

SIG : système d'information géographique

SUITMAs : Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas

US : usage du sol

UV : ultra-violet

UV-A : rayonnement ultra-violet dans la bande A (400-315nm)

WRB : World Reference Base for Soil Ressources

Liste des tableaux

Tableau 1.1. Les principaux services écosystémiques (d'après la classification du Millennium Ecosystem Assessment)..... 27

Tableau 1.2. Services écosystémiques rendus par les Technosols (Séré, 2018)..... 28

Tableau 1.3. Stocks de carbone organique dans les horizons sous-jacents aux sols scellés..... 39

Tableau 1.4. Surfaces occupées par les différents types d'occupation des sols artificialisés (Agreste, 2025a)..... 43

Tableau 1.5. Les principaux éléments présents dans le bitume (Hunter et al., 2015)..... 47

Tableau 1.6. Typologie des revêtements de scellement, inspirée de Dagois & Cheval (2021)..... 51

Tableau 1.7. Les principaux additifs utilisés dans les mélanges à base de liant bitumineux..... 52

Tableau 1.8. Mécanismes de vieillissement du bitume (Traxler, 1963 in Hunter et al., 2015)..... 70

Tableau 2.1. Caractéristiques principales des 4 jeux de données étudiés..... 88

Tableau 2.2. Définition des classes US faisant partie de la classe CS « Zones non bâties » d'OCS GE, et retenues pour l'estimation de la surface de sols scellés..... 90

Tableau 2.3. Surfaces de sols scellés déclinées selon 5 usages..... 91

Tableau 2.4. Linéaires de routes en France métropolitaine et hypothèses retenues pour parvenir à une donnée surfacique (Infrastructures de transports, s.d.)..... 93

Tableau 2.5. Linéaires de trottoirs de 6 villes françaises et hypothèses retenues pour parvenir à un indice trottoir (IT)..... 95

Tableau 2.6. Surfaces des 3 classes CLC correspondant au zonage urbain et superficie de trottoirs correspondante..... 96

Tableau 2.7. Superficie couverte par les trois usages de sols retenus pour E-..... 96

Tableau 2.8. Surfaces de sols scellés couverts par un matériau bitumineux pour les différents usages des estimations E+ et E-, sur la base des hypothèses présentées..... 99

Tableau 2.9. Hypothèses retenues de taux de recours aux matériaux bitumineux en couche d'assise..... 102

Tableau 2.10. Epaisseurs moyennes des couches de roulement et d'assise d'une structure de chaussée..... 104

Tableau 2.11. Hypothèses permettant de calculer l'épaisseur moyenne de la couche de scellement bitumineuse et surfaces de sols scellés correspondantes..... 105

Tableau 2.12. Estimations des stocks de carbone organique (CO) dans le bitume des sols scellés pour E+ et E-..... 108

Tableau 2.13. Stocks de carbone organique dans les horizons sous-jacents aux sols scellés..... 109

Tableau 2.14. Stocks de CO des Technosols ékraniques dans les profils 0-30 et 0-100 cm..... 110

Tableau 3.1. Localisation et caractéristiques de l'enrobé bitumineux usagé (EU) 116

Tableau 3.2. Teneurs en matière organique extractible (MOE) et proportions des fractions SARA de EU. 120

Tableau 3.3. Parts des éléments C, H, N S et O dans les 3 fractions granulométriques composant EU, obtenues par analyse élémentaire. 122

Tableau 3.4. Localisation et caractéristiques des sols utilisés dans la thèse 125

Tableau 3.5. Caractéristiques physico-chimiques des sols utilisés dans le cadre de la thèse. 126

Tableau 3.6. Comparaison des valeurs de 4 paramètres de fertilité chimique des sols de la thèse avec des valeurs médianes de la littérature scientifique (Joimel et al., 2015), correspondant à des usages du sol proches ou équivalents. 127

Tableau 4.1. Modalités expérimentales de vieillissement. 137

Tableau 4.2. Evolution des masses de CO_2 et d'O_2 dans les essais en conditions contrôlées et semi-réelles. 144

Tableau 4.3. Emissions de CO_2 d'enrobés bitumineux neuf (EN) et usagé (EU). 151

Tableau 4.4. Durées moyennes d'ensoleillement mensuelles et saisonnières pour 89 départements Français. 153

Tableau 4.5. Hypothèses sur les durées, pour chaque saison, pendant lesquelles les Technosols ékraniques sont soumis aux trois valeurs d'irradiance UV-A. 153

Tableau 4.6. Emissions de CO_2 saisonnières et annuelles des Technosols ékraniques (TE) sous l'effet du rayonnement UV-A (368 nm), par unité de surface et pour la France métropolitaine. 154

Tableau 5.1. Dates d'enfouissement et de récupération des sachets de thé vert, de rooibos et des bitum' bags dans les 6 sols. 161

Tableau 5.2. Modalités d'incubation de sols et d'enrobé bitumineux en mélange ou non. 169

Tableau 5.3. Nom, description, mode de calcul et interprétation des paramètres dérivés des mesures Rock-Eval 174

Tableau 5.4. Masses de sols et d'enrobé bitumineux mises à incuber 177

Tableau 5.5. Propriétés physico-chimiques des sols dopés ou non avec de l'enrobé bitumineux. 178

Tableau 5.6. Sens et significativité (Spearman) des corrélations entre la quantité totale de CO_2 produite au cours de l'incubation et les paramètres physico-chimiques et paramètres RE à TF. 200

Tableau 5.7. Émissions de carbone par unité de surface et totales, calculées à partir des données du chapitre 2 (4 premières colonnes) et des données du présent chapitre. 208

Tableau 6.1. Masses sèches de sol et d'enrobé bitumineux présentées dans les différentes modalités et proportions par rapport à la masse totale (500 g). 213

Tableau 6.2. Paramètres Rock-Eval issus de la phase de pyrolyse. 217

Tableau 6.3. BMC rapportées carbone organique total (COT) des différentes modalités d'incubation. 222

Tableau 6.4. Normalisation des activités microbiennes à TF par les activités microbiennes à T0..... 223

Tableau 7.1. Facteurs susceptibles d'influencer les résultats d'une extrapolation des émissions de CO_2 des Technosols ékraniques à une plus large échelle. 245

Tableau 7.2. Surface de sols scellés et descellés dans les différents scénarii étudiés. 254

Tableau 7.3. Facteurs d'émissions d'engins de chantiers utilisés dans le cadre d'opérations de descellement des sols..... 257

Tableau 7.4. Flux de CO_2 des 7 postes d'émission pour les différents scénarii testés, cumulés sur 30 ans. 261

Liste des figures

Figure 1.1. Représentation schématique de la perturbation générale par les activités humaines du cycle global du carbone, en moyenne globale pour la décennie 2014-2023. 29

Figure 1.2. Les principaux mécanismes de stabilisation du carbone dans les sols (Chenu et al., 2009)32

Figure 1.3. Distribution des taux de carbone organique du sol (a) et des stocks de carbone organique du sol (b) de Technosols. 35

Figure 1.4. Contribution des différentes couvertures de sols à l'artificialisation (Agreste, 2025a). 43

Figure 1.5. Taux d'imperméabilisation des sols en France en 2015 (données Corine Land Cover 2015). 44

Figure 1.6. Les différentes couches structurantes de la chaussée (Groupement professionnel des bitumes, 2013)..... 45

Figure 1.7. Superposition de deux types de chaussées. 46

Figure 1.8. Les étapes du raffinage du pétrole aboutissant à la production de bitume (Groupement professionnel des bitumes, 2009) 47

Figure 1.9. Tranchée de travaux à Nancy (2023). 54

Figure 1.10. Profil d'un Technosol ékranique (WRB) ou Anthroposol scellé (RP), Vandœuvre-lès-Nancy (2024). 57

Figure 1.11. Profils de sols construits idéaux pour une variété d'usages et de situations (Séré, 2018). 59

Figure 1.12. Photographies illustrant le processus de descellement spontané à Nancy (a), Paris (b), Villers-lès-Nancy (c, f, h), Vandœuvre-lès-Nancy (d,e) et Homécourt (g)..... 61

Figure 1.13. Modalités expérimentales de descellement des sols adoptées par Vieillard (2024). 63

Figure 1.14. Projet « Jardin des joyeux » du carbinet de paysagisme Wagon Landscaping..... 63

Figure 1.15. Principales pratiques de gestion des sols scellés. 64

Figure 1.16. Exemples d'enrobé bitumineux présents dans des environnements spécifiques : (a) route carrossable (Vosges, 88), (b) bord de chemin pédestre (Bouches-du-Rhône, 13), (c) plage de galets (Charente-Maritime, 17), bords de rivière (Haut-Rhin, 68). 65

Figure 1.17. Processus pédogénétiques et facteurs conduisant à l'évolution d'un Technosol construit, cité dans Séré (2018). 68

Figure 1.18. Effet du vieillissement oxydatif sur la structure chimique du bitume (Polo-Mendoza et al., 2022, adapté de Das et al., 2015). 71

Figure 1.19. Les sols scellés, deux approches pour un seul objet d'étude..... 77

Figure 2.1. Quel est le stock de carbone organique des Technosols ékraniques (TE), en comptabilisant l'horizon de scellement ?..... 81

Figure 2.2. Superposition de CLC (2018) et d'une photographie aérienne (Sarthe, 72). 83

Figure 2.3. Comparaison de l'ancienne version de CLC (a) et de la nouvelle version CLC+ BB (b). 85

Figure 2.4. Projection de couches OCS GE sur une photographie aérienne d'un quartier résidentiel de Le Mans (Sarthe, 72)..... 87

Figure 2.5. Projection de la couche US « Réseaux routiers » (US4.1.1) d'OCS GE sur une route de campagne (Sarthe, 72). 87

Figure 2.6. Comparaison de la couche CS d'OCS GE (en haut) et de la couche vectorielle de CLC+BB (en bas). 89

Figure 2.7. Superposition de 3 couches d'enrobé bitumineux..... 101

Figure 2.8. Couches de la structure de chaussé prises en compte dans l'estimation du stock de carbone organique des sols scellés pour chaque usage des estimations hautes (E+) et basse (E-). 106

Figure 2.9. Comparaison des stocks de CO des TE avec d'autres types de sols dans la profondeur 0-30 cm. 111

Figure 2.10. Méthodologie utilisée et résultats de l'estimation du stock de carbone organique des Technosols ékraniques..... 113

Figure 3.1. Plaque de béton bitumineux semi-grenu (BBSG), ou enrobé neuf (EN). 115

Figure 3.2. Récupération de l'enrobé bitumineux usagé (EU)..... 116

Figure 3.3. Pourcentage (massique) des fractions AEF, AEM et AEG. 117

Figure 3.4. Proportions des fractions SARA des classes granulométriques de EU. 120

Figure 3.5. Chromatogrammes obtenus par chromatographie par exclusion de taille (SEC) des différentes fractions granulométriques d'EU. 121

Figure 3.6. Environnement des sols mis en œuvre dans la thèse. 124

Figure 4.1. Les sols scellés avec un enrobé bitumineux peuvent-ils émettre des gaz à effet de serre sous l'effet d'un rayonnement UV-A ? 130

Figure 4.2. Dispositif expérimental composé de (i) la chambre de contrôle et de (ii) l'enceinte de vieillissement. 131

Figure 4.3. Chambre de contrôle du dispositif de simulation du rayonnement UV-A. 132

Figure 4.4. Spectre d'irradiance des lampes UV-A. 133

Figure 4.5. Vue 3D d'un cube d'enrobé bitumineux neuf utilisé pour les essais de vieillissement. ... 134

Figure 4.6. Sac d'échantillonnage (enceinte de vieillissement) contenant un morceau d'enrobé bitumineux. 135

Figure 4.7. Superposition des spectres des lampes UV-A utilisées dans le dispositif expérimental et des spectres obtenus *in situ* par temps ensoleillé (17 juillet 2024). 137

Figure 4.8. Les sacs contenant L'enrobé bitumineux ainsi que le sac témoin ont été disposés sur un toit plat à Vandœuvre-lès-Nancy (Meurthe-et-Moselle). 139

Figure 4.9. Evolution des concentrations de CO_2 et d'O_2 au cours du temps, dans les sacs contenant EN et pour différentes modalités d'irradiance..... 141

Figure 4.10. Evolution des concentrations de CO_2 et d'O_2 au cours du temps, dans les sacs contenant EU et pour différentes modalités d'irradiance. 143

Figure 4.11. Histogramme des évolutions des masses de CO_2 et d'O_2 dans les essais en conditions contrôlées. 145

Figure 4.12. Évolution des concentrations en CO_2 et O_2 ($g.m^{-2}$) et des températures et irradiances intégrées entre 6h09 (première mesure) et 23h52 (dernière mesure) pour l'essai en conditions semi-contrôlées (17 juillet 2024). 146

Figure 4.13. Les Technosols ékraniques émettent du CO_2 sous l'effet du rayonnement UV-A. 156

Figure 5.1. Le bitume de l'enrobé peut-il être dégradé en contexte pédologique ? 158

Figure 5.2. Sachets en acier inoxydable contenant les matières organiques, avant enfouissement dans les sols. 160

Figure 5.3. Sachets disposés verticalement le long de la paroi des petites fosses, lors de l'enfouissement sur le site du sol urbain descellé 2 à Angers (UD2). 161

Figure 5.4. Cinétiques de dégradation dans les sols du thé vert et du rooibos au cours du temps. .. 164

Figure 5.5. Évolution des masses d'enrobé bitumineux tamisé au cours du temps. 165

Figure 5.6. Photographies du tamisat d'enrobé bitumineux, réalisées au stéréo-microscope après chaque relevé. 166

Figure 5.7. Spectres infrarouges des surfaces de tamisat d'enrobé bitumineux après 12 mois dans les sols. 167

Figure 5.8. Flacons en verre (250 mL) accueillant les différents substrats utilisés lors des essais d'incubation INC1 et INC2. 171

Figure 5.9. Thermogrammes obtenus lors d'une analyse Rock-Eval 6 selon la méthode Bulk Rock cycle Basic, utilisée dans cette thèse. 173

Figure 5.10. Valeurs de carbone organique total (%) obtenues avec les différentes méthodes de mesure pour les sols et enrobé bitumineux seuls. 175

Figure 5.11. Masses (g) de carbone organique des modalités contenant les sols avec de l'enrobé bitumineux dans l'incubation 1, calculées à partir des valeurs de carbone organique total des sols seuls et de l'enrobé bitumineux. 176

Figure 5.12. Texture des 10 modalités utilisées dans les essais d'incubation. 178

Figure 5.13. Quantités totales de CO_2 (g) produites lors de l'incubation 1 (INC1). 180

Figure 5.14. Quantités totales de CO_2 (g) produites, rapportées au COT de chaque modalité, au cours de l'incubation 1 (INC1). 181

Figure 5.15. (a) Quantités totales de CO_2 (g) produites et (b) quantités totales de CO_2 (g) produites rapportées au COT de chaque modalité dans le cadre de la deuxième série d'incubation (INC2). 182

Figure 5.16. Teneurs en carbone organique total (COT) de chaque modalité au démarrage (T0) et à la fin (TF) des incubations INC1. 183

Figure 5.17. Comparaison des masses de carbone calculées à partir des valeurs de carbone organique total mesurée par analyse Rock-Eval à TF (abscisses), et des masses de carbones calculées à partir des valeurs de carbone organique total mesures par analyse Rock-Eval à T0, auxquelles sont soustraites les quantités totales de CO_2 respirée à l'issue de l'incubation (ordonnées). 184

Figure 5.18. Répartition des fractions carbone pyrolysé (PC) et carbone résiduel (RC) au sein du COT (obtenu par analyse Rock-Eval de chaque modalité au début (T0) et à la fin (TF) de l'incubation INC1. 185

Figure 5.19. Pseudo-diagramme de Van Krevelen présentant les valeurs d'indice hydrogène (IH) et oxygène (IO) déduites des analyses par pyrolyse Rock-Eval..... 186

Figure 5.20. Signaux S1 et S2 des 11 modalités d'incubation, en unité d'absorbance par milligramme d'échantillon ($UA.mg^{-1}$). 187

Figure 5.21. Évolutions des paramètres températures (°C) au maximum du pic S2 (TpkS2) et températures (°C) à la moitié du signal S1&S2 (T-50_S2)..... 189

Figure 5.22. Isolement de la contribution de l'enrobé bitumineux (EB) aux signaux S1 et S2 des 5 modalités avec enrobé bitumineux. 190

Figure 5.23. Signaux S3 des 11 modalités d'incubation, en unité d'absorbance par milligramme d'échantillon ($UA.mg^{-1}$). 191

Figure 5.24. Évolution du paramètre T-50_S3 (°C) entre le début (T0) et la fin (TF) de l'incubation pour chaque modalité..... 193

Figure 5.25. Signaux S4 et S5 des modalités d'incubation, en unité d'absorbance par milligramme d'échantillon ($UA.mg^{-1}$). 195

Figure 5.26. Evolution du paramètre T-50_S4 (°C) entre T0 et TF pour chaque modalité. 196

Figure 5.27. Analyse en composantes principales (ACP) regroupant les paramètres physico-chimiques, les résultats d'INC1 et les paramètres d'analyse Rock-Eval (RE) à la fin des incubation (TF). 198

Figure 5.28. Matrice de corrélation regroupant les paramètres physico-chimiques, les résultats d'INC1 et les paramètres des analyses Rock-Eval (RE) à la fin de l'incubation (TF). 199

Figure 5.29. Comparaison des émissions de carbone en provenance du carbone organique du sol et du carbone organique bitumineux dans les sols de forêt et de prairie déduit des incubations 2 (INC2). 207

Figure 5.30. Le bitume de l'enrobé, une MO déstabilisée et potentiellement dégradée sous forme de CO_2 en contexte pédologique. 209

Figure 6.1. L'enrobé bitumineux peut-il perturber l'activité des organismes du sol après descellement ? 212

Figure 6.2. Biomasses microbiennes des sols des différentes modalités avant le début de l'incubation (0) et à la fin de l'incubation (TF)..... 218

Figure 6.3. Activité microbienne (AMC) des différentes modalités avant le début de l'incubation (T0) et à la fin de l'incubation (TF). 219

Figure 6.4. Activités de phosphatase (a), d'aryl-sulphatase (b), d'uréase (c) et de β-glucosidase (d) à la fin des incubations. 221

Figure 6.5. Analyse en composantes principales avec les paramètres physico-chimiques des sols, les résultats de microbiologie et les paramètres Rock-Eval. 225

Figure 6.6. Biomasse sèche produite par plan pour la navette (*Brassica rapa*) à l'issue du test de germination-croissance. 226

Figure 6.7. Biomasse sèche produite par plan pour l'avoine (AS) à l'issue du test de germination-croissance. 227

Figure 6.8. Evolution des biomasses sèches de navette (BR) et avoine (AS) dans les modalités avec enrobé bitumineux par rapport aux modalités sans enrobé bitumineux (%). 227

Figure 6.9. Abondance de cellules dénombrées dans le test écotoxicologique sur les algues d'eau douce cultivées dans les lixiviats sols + milieux des différentes modalités. 228

Figure 6.10. Évolution du nombre de cellules algales dans les modalités avec enrobé bitumineux par rapport aux modalités sans enrobé bitumineux (%). 229

Figure 6.11. Valeurs de carbone organique dissous (COD) obtenues sur les lixiviats sols + milieux de culture et sur le lixiviat d'enrobé bitumineux (sans milieu de culture). 229

Figure 6.12. Valeurs de pH obtenues pour les lixiviats de sols seuls (lixiviats sols), les lixiviats de sols contenant du milieu de culture (lixiviats sols + milieux) et pour les sols (pH eau), avec et sans enrobé bitumineux. 230

Figure 6.13. Valeurs de COD obtenues pour des échantillons d'enrobé bitumineux pur (granulométrie < 1 mm) lixiviés avec des solutions-tampons à pH 6, 7 et 8. 232

Figure 6.14. Variations des valeurs de carbone organique dissous (COD) en fonction du pH. 232

Figure 6.15. Variations des valeurs de carbone organique dissous (COD) en fonction des masses d'enrobé bitumineux broyé ajoutées. 233

Figure 6.16. L'enrobé bitumineux, un matériau perturbant marginalement la vie des organismes du sol. 234

Figure 7.1. Stocks cumulés de carbone organique (en mégatonnes) et surfaces correspondantes (en millions d'hectares) pour différents sols sous usages contrastés et pour la profondeur 0-30 cm. 237

Figure 7.2. Exemple de réemploi d'un enrobé bitumineux dans le cadre d'une opération de désimperméabilisation. 246

Figure 7.3. Synthèse des principaux résultats obtenus dans le cadre de la thèse. 251

Figure 7.4. Contribution des différents postes aux émissions totales des différents scénarii (CO_2) 259

Figure 7.5. Cumul des flux de CO_2 des scénarii 1, 2a, 2b, 2c et 3 durant 30 années (graphique principal) et en incluant le scénario 4 (encadré en bas à gauche), représenté en vert. 262

Liste des annexes

Annexe 1. Nombre d'articles de la presse française contenant le mot « désimperméabilisation » dans le texte. 288
Annexe 2. Guide pour quantifier les surfaces de sols scellés d'un département français à partir des données OCS-GE. 288
Annexe 3. Caractérisations effectuées sur l'enrobé bitumeux neuf (EN) par le laboratoire Techni-Lab. 294
Annexe 4. Facteurs de stabilisation (S) et de décomposition (k) obtenus pour les sachets de thé vert, rooibos et enrobé bitumineux tamisé (bitum'bags) après trois mois d'enfouissement. 296
Annexe 5. Suivi journaliser de l'émergence de la navette (haut) et de l'avoine (bas). 297
Annexe 6. Rôle de la végétation dans le descellement des sols 298

Introduction générale

Un contexte normatif en faveur de la protection des sols

Aujourd'hui, il existe un consensus sur le fait qu'il faut protéger les sols, en proie à de multiples menaces. Dès 2002, l'ambition d'une stratégie à l'échelle européenne (Commission européenne, 2002), visant à protéger les sols face à 8 principales menaces identifiées[1] était affirmée. Parmi ces menaces, l'imperméabilisation des sols, « c'est-à-dire leur recouvrement par un matériau imperméable tel que le béton ou l'asphalte, est une des principales causes de la dégradation des sols dans l'Union européenne » (Commission européenne, 2012). Après une première tentative non aboutie d'adopter une directive-cadre pour la protection des sols dans les années 2000, une autre directive (Directive sur la surveillance et la résilience des sols) est en cours de négociation pour être adoptée, et prévoit notamment de mettre en place une hiérarchie dans l'artificialisation des sols (reprenant la séquence « éviter, réduire, compenser ») et d'atteindre une absence d'artificialisation nette des sols d'ici 2050 (Commission européenne, 2021; Conseil de l'Union européenne & Parlement européen, 2024).

C'est également une préoccupation en France, perceptible à travers l'adoption en 2021 d'une loi qui prévoit, dans les dix ans, de diviser par deux le rythme de consommation des espaces naturels agricoles et forestiers, puis de parvenir en 2050 à un objectif de « zéro artificialisation nette » (objectif ZAN) (LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021). Cette loi prévoit ainsi l'obligation de désartificialiser des surfaces équivalentes aux surfaces artificialisées. Mais le respect de tels objectifs nécessite un dispositif législatif et réglementaire, dont la mise en place progressive (décrets de 2022, lois de 2023 et 2025) a largement diminué l'ambition initiale. Cela a été opéré en reculant l'objectif de division par deux de la consommation foncière à 2034, en prévoyant de nombreuses exemptions au décompte de l'artificialisation et en garantissant des droits à artificialiser à l'échelon local (garantie communale minimale de développement foncier) et national (projets d'envergure nationale ou européenne, PENE). Le renforcement de la protection des sols en France est donc encore loin de devenir une réalité.

Des pratiques de (dés)imperméabilisation en plein essor

Cette incitation légale à la désartificialisation fait écho sur le terrain à la multiplication des opérations de désimperméabilisation. Ce terme est employé par les acteurs en charge de l'aménagement du territoire et de la gestion de l'eau pour désigner les initiatives favorisant l'infiltration de l'eau dans les sols, menant à ce que l'eau tombant sur les surfaces imperméables concernées ne rejoignent plus le réseau d'eaux pluviales. Il peut consister en la pose d'un revêtement perméable ou bien en la renaturation du sol concerné. Certains considèrent cependant (Deboeuf De Los Rios et al., 2022) que la renaturation et la désimperméabilisation sont deux processus bien différents, la désimperméabilisation consistant « uniquement à redonner une perméabilité à la couche superficielle du sol, souvent grâce au recours à des revêtements poreux et drainants », tandis que la renaturation vise « la restauration des fonctions écologiques du sol ». En fonction de leurs ambitions, les bénéfices attendus des opérations de désimperméabilisation englobent la diminution des risques d'inondation,

[1] Erosion, diminution des teneurs en matières organiques, contamination, imperméabilisation, tassement, diminution de la biodiversité, salinisation, inondations et glissements de terrain.

la lutte contre le phénomène d'îlot de chaleur urbain, la protection des milieux naturels, l'adaptation au changement climatique ou encore l'amélioration du cadre de vie des espaces urbanisés (A'Urba, 2022).

Sur les 11 SDAGE[2] publiés à ce jour, tous se fixent pour objectif de lutter contre ou limiter l'imperméabilisation des sols, et 8 recommandent explicitement voire fixent des objectifs de désimperméabilisation. Le bassin Rhône-Méditerranée a même produit un guide technique consacré à la désimperméabilisation (Poudevigne et al., 2017). En ville, comme le révèlent les nombreux articles de presse locale sur le sujet, ces opérations concernent aussi bien les rues (plantations d'arbres, de parterres fleuris), les parkings (diminution du nombre de places de stationnement, pose de revêtements poreux) que les places ou les cours d'école. De manière plus générale, l'engouement autour de tels projets est perceptible à travers l'augmentation de l'occurrence du mot « désimperméabilisation » dans les articles de presse française[3] (Annexe 1). Ces projets, souvent à l'initiative de collectivités locales, bénéficient de subventions publiques variées (agences de l'eau, régions, plans de financements nationaux).

Le sol au cœur des impératifs environnementaux

Parmi les multiples modalités de désimperméabilisation qui existent, une des plus courantes est la renaturation des sols, qui peut être définie comme la reconstitution d'un sol apte à assurer un maximum de fonctions écologiques, tel que l'accueil de peuplements végétaux ou l'infiltration de l'eau. Dans la pratique, la renaturation des sols semble conduire la plupart du temps (Vieillard, 2024) à l'export de la couche de scellement (enrobé bitumineux, asphalte coulé, béton, pavés) et des couches sous-jacentes sur une épaisseur comprise entre 20 et 30 centimètres, et à leur remplacement par ce que les acteurs de l'aménagement appellent la « terre végétale ». La terre végétale est issue du décapage des horizons superficiels réputés les plus fertiles des sols (car riches en matières organiques), lors de chantiers d'infrastructures requérant leur suppression (et notamment pour la mise en place de sols scellées, voir Chapitre 1). La plupart des opérations de désimperméabilisation des sols recourent donc aujourd'hui à une ressource issue de l'artificialisation des sols, ce qui va à l'encontre des impératifs légaux de préservation des sols présentés ci-dessus.

En outre, on observe récemment une volonté politique de développer les solutions de séquestration du carbone pour atténuer le changement climatique, ce qui est perceptible par exemple à travers l'objectif de l'Etat français d'atteindre la neutralité carbone en 2050. Ainsi, dans la troisième version (encore à l'état de projet) de sa Stratégie nationale bas carbone (SNBC) (Gouvernement, 2024), avec une meilleure gestion des terres agricoles (moindre retournement, agroforesterie, haies, couverts végétaux) et des forêts (séquestration de carbone dans l'écosystème forestier, stockage de carbone dans les produits bois, utilisation de bois-énergie), l'Etat espère séquestrer annuellement 19 millions de tonnes equivalent-CO_2 (objectif pour 2030). Si la « renaturation des espaces non réutilisés », en lien

[2] Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux mettant en œuvre la politique européenne sur l'eau (Directive Cadre sur l'Eau). Ils planifient la gestion de l'eau à l'échelle des bassins hydrographiques et s'imposent aux documents d'urbanisme locaux (A'Urba). Les SDAGE actuels sont en vigueur pour la période 2022-2027.

[3] Recherche effectuée grâce à la base de données Europresse, entre 2010 et 2024.

avec l'objectif ZAN, est bien mentionnée dans ce document, elle n'est cependant pas envisagée comme solution pour séquestrer du carbone dans les sols et les écosystèmes qu'elle accueillera.

Ce travail de thèse poursuivra donc les objectifs suivants :

- Quantifier l'emprise des sols scellés en France, le carbone qu'ils stockent et qu'ils émettent éventuellement.

- Améliorer la compréhension du fonctionnement des sols désimperméabilisés, du devenir du carbone de ces sols, et plus particulièrement de celui présent dans la couche de scellement bitumineuse lorsque les matériaux qui la constituaient sont conservés sur place.

- Améliorer la compréhension des conséquences de la désimperméabilisation sur les organismes vivants du sol, lorsque les matériaux de la couche de scellement bitumineuse sont conservés sur place.

- Proposer, à l'échelle nationale, des *scénarii* d'évolution des surfaces de sols scellés et leurs conséquences en termes de stockage et de déstockage de carbone.

Chapitre 1. État de l'art

Ce premier chapitre vise à établir un état des lieux des connaissances relatives à ce projet de thèse et à faire progressivement apparaître les questions qui en découlent. Nous développons d'abord le rôle joué par les sols dans la régulation du climat global (partie 1), puis exposons les connaissances sur la fonction de stockage de carbone à l'origine de ce service écosystémique. Ces sols très anthropisés (dont font partie les sols scellés) se caractérisent par la nature spécifique de leur carbone organique et des processus gouvernant son stockage (partie 2). L'emprise des sols scellés, la composition de leur revêtement de scellement bitumineux du point de vue de la technique routière et leur description par les sciences du sol sont ensuite exposées (partie 3). Enfin, les pratiques de descellement de ces sols et les connaissances sur le devenir de leur revêtement bitumineux en contexte pédologique sont présentées grâce à l'examen d'une littérature issue de différents horizons disciplinaires (partie 4). Cette revue de la littérature scientifique et grise est menée en signalant, à chaque fois qu'ils sont repérés, les sujets pour lesquels les connaissances sont manquantes.

1. Les services écosystémiques rendus par les sols

1.1. Le sol, un pourvoyeur de services écosystémiques diversifiés

La notion de services écosystémiques (SE) est issue des domaines de la biologie de la conservation et de l'économie écologique (Dufour et al., 2016). Elle connaît son essor à la toute fin des années 1990, avec les travaux d'économistes (Costanza et al., 1997), qui les ont définis comme les « bénéfices que les populations humaines tirent, directement ou indirectement, des fonctions écosystémiques ». D'après eux, la valeur produite par la biosphère s'élève au minimum entre 16 000 et 54 000 milliards de dollars. La notion a ensuite été reprise et développée par diverses disciplines scientifiques et le monde politique ou institutionnel. En quantifiant la valeur des écosystèmes (somme d'argent, système de notation), la notion de SE vient souvent en appui des arguments en faveur d'une meilleure préservation de l'environnement, justifiée par les pertes qu'occasionnerait leur dégradation. Les SE reposent sur des fonctions écologiques, qui peuvent être définis comme toutes les propriétés et processus naturels qui les rendent possibles. La synthèse du MEA (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) est souvent citée pour sa classification des différents SE au sein de quatre catégories (Tableau 1.1). Il est à noter que la catégorie « support » n'est pas toujours présente au sein des classifications (Pereira et al., 2018), car elle conditionne l'existence des autres catégories de SE et augmente ainsi le risque d'attribuer deux fois une valeur à un SE (« *double count* ») (Jónsson & Davíðsdóttir, 2016). La notion de SE fait l'objet de critiques, notamment pour son caractère anthropocentré ou pour la marchandisation de la nature qu'elle faciliterait (Schröter et al., 2014). Malgré ces controverses, le concept de SE est très utilisé par la communauté scientifique pour mettre en lumière les dépendances à nombre de fonctions écologiques et arguer de la nécessité de les préserver.

Catégorie de service écosystémique	Exemples
Support	cycle des nutriments, formation des sols, production primaire
Approvisionnement	nourriture, eau potable, bois et fibres, carburant
Régulation	régulation du climat, des inondations, des maladies, purification de l'eau
Culture	valeurs esthétiques, spirituelles, éducation, loisirs récréatifs

Tableau 1.1. Les principaux services écosystémiques (d'après la classification du Millennium Ecosystem Assessment).

Les sols rendent de nombreux SE dont la valeur a tardé à être évaluée par des travaux scientifiques. Cette lacune a été progressivement comblée et désormais plusieurs recensions des SE fournis par les sols sont disponibles, comme celle de Jónsson & Davíðsdóttir (2016) qui s'intéressent également à leur évaluation monétaire. Comme le fait remarquer Séré (2018), les SE rendus par les sols anthropisés sont quant à eux moins étudiés. Ces derniers sont en effet la plupart du temps fortement modifiés, donc moins aptes à fournir des SE, et souvent perçus comme une menace pour la santé humaine (Calvaruso et al., 2021 ; Pereira et al., 2018). Pourtant, l'application du concept de SE aux sols anthropisés permet de mettre en valeur les divers services qu'ils rendent, ce qui pourrait contribuer à modifier la manière qu'ont les professions impliquées dans la gestion et le devenir de ces sols de les appréhender. Morel et al. (2015) sont parmi les premiers à avoir attiré l'attention sur ces services rendus par les SUITMAs (*Soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas*) (Morel & Heinrich, 2008). Cet acronyme désigne l'ensemble des sols dont le fonctionnement est modifié à plus ou moins forte intensité par les sociétés humaines. Sur la base de la connaissance des propriétés et de l'état des fonctions de ces sols, ces auteurs leur ont attribué une note qualitative, et ce pour un ensemble de SE, reflétant leur aptitude à assurer lesdits services. Depuis, diverses classifications ont été proposées, dont celle de Séré (2018) pour les Technosols[4] (Tableau 1.2). L'introduction de SE supports des activités et infrastructures humaines est une évolution notable de cette classification par rapport aux classifications relatives aux sols naturels. Dans le contexte spécifique des sols scellés, les SE rendus relèvent notamment des supports des infrastructures et activités humaines, de la fourniture en eau douce (grâce à la collecte des eaux pluviales), de l'héritage de l'histoire humaine (Morel et al., 2015).

[4] Les Technosols sont des sols dont les « propriétés et la pédogenèse sont dominés par leur origine technique » (WRB, 2022). Pour une définition complète, voir section 3.3.2.

Classes	Services	Catégories de services
Régulation	Régulation de la qualité de l'air	O_3, CO_2
		Particules fines (poussières)
		Pluies acides
	Régulation du climat	Climat local
		Climat global
		Climat d'intérieur
	Traitement des déchets	Stockage
		Recyclage
	Purification de l'eau	Dégradation des polluants
	Régulation des aléas naturels	Tempêtes
		Inondations
		Séismes, mouvements de terrains
		Erosion
		Parasites et maladies
Approvisionnement	Aliments	Céréales et légumes
		Fruits
		Viande
		Champignons
	Energie	Solaire
		Eolien
		Biomasse
		Géothermie (puits provençaux/canadiens)
	Support d'habitat pour la faune	Habitat pour la biodiversité
		Réservoir de ressources génétiques
	Support physique d'infra / superstructures	Voirie lourde
		Voirie légère
		Voie ferrée
		Réseaux VRD
		Espaces publics (places, parcs...)
		Bâtiments sans fondation
		Bâtiments « légers » avec fondations
		Bâtiments « lourds » avec fondations
	Support d'activités humaines	Activités très sensibles (*e.g.* école, centre de soins)
		Activités sensibles (*e.g.* résidentiel, agriculture)
		Activités peu sensibles (*e.g.* commerce, industrie)
	Ressources ornementales	Pelouses
		Arbustes
		Arbres
		Fleurs
Culturel	Conservation patrimoine / histoire	Patrimoine / histoire / archéologie / pédagogie / symbolique/ mémoire
	Attrait de l'environnement	Activités sportives et de loisirs en extérieur
		Paysage / Contemplation / esthétique / aménités liées à la présence de la nature
		Tourisme
		Spirituel / cultuel

Tableau 1.2. Services écosystémiques rendus par les Technosols (Séré, 2018)

1.2. Le service écosystémique de régulation du climat global

Les sols peuvent assurer un SE de régulation du climat du fait de leur rôle central dans le cycle du carbone (C) à l'échelle du globe via la fonction de stockage de carbone. A l'échelle mondiale et sur un mètre de profondeur, les sols contiennent 1500 gigatonnes de C (GtC) organique (Scharlemann et al., 2014), avec une fourchette d'incertitude comprise entre 504 et 3000 GtC, les 27 études compilées dans cet article n'ayant pas utilisé les mêmes méthodes pour réaliser leurs estimations. Les sols contiennent aussi du C sous forme inorganique, dont la quantité est estimée à 750 Gt (Wani et al., 2023). Ces valeurs sont à comparer aux autres réservoirs de C de la Terre : les océans contiennent 37 000 GtC, les réservoirs d'énergies fossile 905 GtC, la végétation 450 GtC et l'atmosphère 890 GtC (essentiellement sous forme de CO_2). La quantité de C dans ce dernier a augmenté en moyenne de 5,2 GtC par an entre 2014 et 2023 (Friedlingstein et al., 2025) (Figure 1.1), à l'origine de l'actuel changement climatique global. Les deux principaux réceptacles des émissions anthropiques de C sont les océans et les sols.

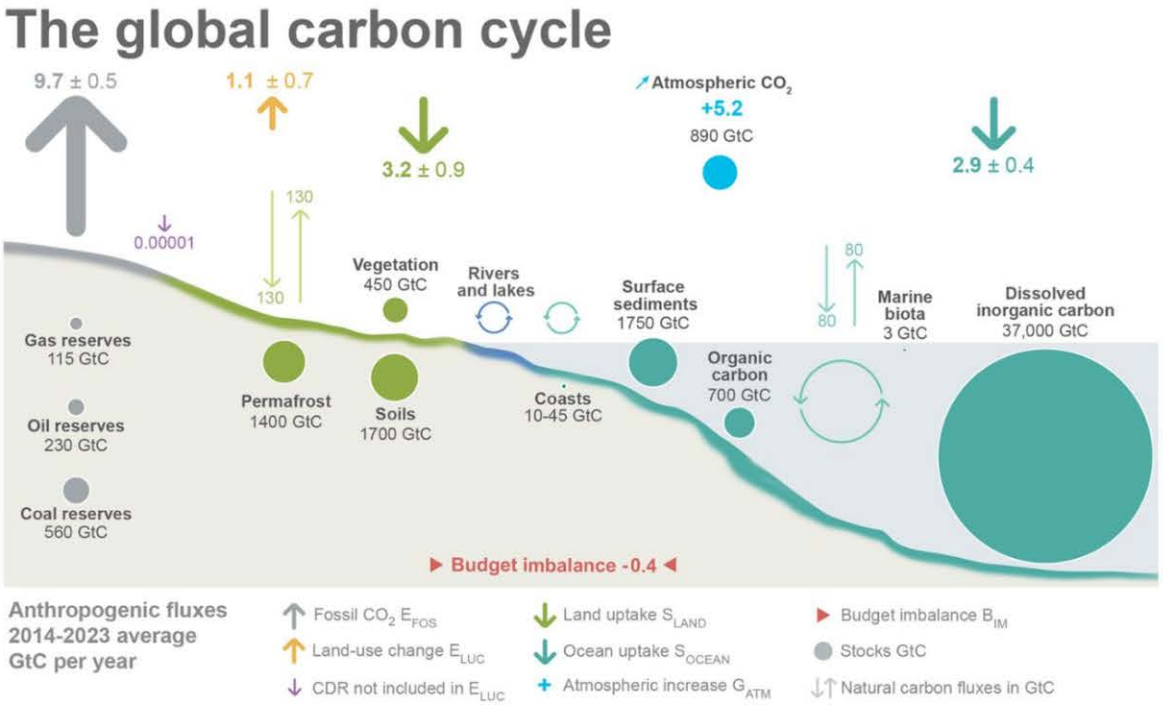


Figure 1.1. Représentation schématique de la perturbation générale par les activités humaines du cycle global du carbone, en moyenne globale pour la décennie 2014-2023.
Les flux (indiqués par des flèches) sont en gigatonne de carbone par an (GtC.an^{-1}) et les réservoirs (indiqués par des cercles) en gigatonne de carbone (GtC). Tiré de Friedlingstein et al. (2025). CDR : carbon dioxide removal (captage et séquestration du carbone de l'atmosphère).

La séquestration de C dans le sol doit être différenciée du stockage. Ce dernier désigne une augmentation de stock de C d'un sol qui n'est pas nécessairement pérenne dans le temps. A l'inverse, la séquestration de C désigne « le retrait net de CO_2 de l'atmosphère résultant du transfert de son C dans des compartiments à temps de renouvellement lent du C organique du sol » (Pellerin et al., 2020). La séquestration de C dans les sols est donc présentée par une partie des scientifiques comme un moyen d'atténuer (*mitigate* en anglais) le changement climatique (Minasny et al., 2017). Cette volonté s'incarne dans le slogan « 4 pour mille », qui est le fruit d'une collaboration entre scientifiques et politiques visant à enclencher une dynamique mondiale d'augmentation des stocks de C dans les sols agricoles. Cette initiative fait l'objet de vifs débats au sein de la communauté scientifique depuis son lancement officiel en 2015, les quantités de C qu'il est possible de séquestrer dans les sols agricoles étant au centre du débat. Celles-ci varient selon les hypothèses de changement de pratiques agricoles retenues par les auteurs (Fuss et al., 2018), hypothèses qu'ils qualifient eux-mêmes de « réalistes » ou « optimistes » (Minasny et al., 2018). Dans leur synthèse, Fuss et al. (2018) retiennent qu'il est possible de séquestrer entre 0,79 et 1,54GtC.an^{-1} dans les sols (soit entre 2,91 et 5,65 milliards de tonnes équivalent CO_2 par an), ce qui compenserait entre 8% et 15,5% des émissions annuelles mondiales de C, qui s'élevaient à 10,2Gt C an^{-1} en 2024 (37,4 milliards de tonnes équivalent CO_2), hors changements d'usage des terres (Friedlingstein et al., 2025). Minasmy et al. (2017) défendent qu'il est possible d'atteindre une séquestration de 2 à 3 GtC par an, ce qui équivaudrait à séquestrer entre 20 et 35 % des émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES) (9,8 GtC dans leur cas), quand Schlesinger et Amundson (2022) estiment qu'il est possible de compenser seulement 5 % des émissions mondiales issues de la combustion des énergies fossiles, sans qu'ils ne détaillent comment ils sont parvenus à

cette valeur. Plus récemment, le 3e rapport du GIEC (Shukla et al., 2023) a estimé le potentiel de séquestration de C dans les sols agricoles à 4.1 $GtCO_2$-eq an^{-1}(1,1 GtC an^{-1}). Pour le cas français, une vaste synthèse (Pellerin et al., 2020) émet l'hypothèse que 6,5 % des émissions de CO_2 annuelles du pays pourraient être compensées par la séquestration de C additionnel dans les sols agricoles, moyennant des mesures politiques incitatives et l'adoption de nouvelles pratiques agricoles, objectif qualifié d'« extrêmement ambitieux » par les auteurs de l'étude.

Plus récemment, des travaux se sont penchés sur les moyens à mettre en œuvre pour aboutir à un stockage annuel de C de 4 ‰ dans les sols agricoles. Par exemple, Bruni et al. (2022) estiment, en combinant plusieurs modèles, qu'il faudrait pour une parcelle donnée, plus que doubler les apports en matières organiques exogènes (119 %) par rapport à une parcelle ne recevant aucun apport, pour que les stocks de C augmentent de 4 ‰ par an sur 30 années consécutives. En utilisant le modèle Roth-C, (Martin et al., 2021) estiment qu'il faudrait dans les sols de France métropolitaine augmenter les stocks de C entre 30 et 40 % par an sur une période de 30 ans, avec des nuances selon le type de sol (sous cultures, prairies ou forêts). Les estimations chiffrées des efforts requis peuvent varier grandement selon les modèles de cycle du C employés. Toutefois, toutes les subtilités des mécanismes responsables du stockage de C dans les sols ne sont pas encore bien comprises par la communauté scientifique (Derrien et al., 2023) sans que cela n'empêche de préconiser certaines pratiques agricoles dont les conséquences positives sur les stocks de C du sol sont avérées.

Il faut aussi mentionner le risque, étudié dans de plus en plus de travaux, qu'en cas de poursuite du rythme actuel des émissions mondiales de GES, les sols ne soient plus des puits, mais deviennent des sources de C dans l'atmosphère. Cette hypothèse est, elle aussi, très débattue (Bradford et al., 2016 ; Crowther et al., 2016 ; Kpemoua et al., 2023 ; Meersmans et al., 2016 ; van Gestel et al., 2018). Le phénomène serait dû aux boucles de rétroaction imputables au réchauffement global (Meersmans et al., 2016 ; Crowther et al., 2016), du fait de l'augmentation de l'activité minéralisatrice des micro-organismes du sol. Ce phénomène concernerait particulièrement les sols des hautes latitudes riches en matières organiques (MO) (Growther et al., 2016), bien que des résultats contradictoires aient été obtenus avec un jeu de données plus fourni (van Gestel et al., 2018). Le réchauffement impacterait différemment les sols minéraux (non composés exclusivement de MO), ceux à texture grossière pouvant être plus impactés que ceux à texture fine (Hartley et al., 2021), ces derniers limitant l'accès à la MO aux décomposeurs. Kpemoua et al. (2023) confirment bien que l'augmentation des températures au sein du sol entraîne une hausse de l'activité minéralisatrice et donc des émissions de gaz à effet de serre. Ils montrent en outre que l'augmentation des températures et les alternances d'humidité et de sécheresse des sols n'entraînent pas une perte supérieure en C dans les sols faisant l'objet de pratiques agroécologiques (et contenant plus de C) que dans les sols en agriculture conventionnelle. Ceci suggère selon eux que les pratiques agroécologiques sont bénéfiques pour l'atténuation du changement climatique et ce même dans le cas de phénomènes climatiques extrêmes. Il faut noter que d'autres boucles de rétroaction du changement climatique existent, comme l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des incendies (Beillouin et al., 2023), la fonte du pergélisol (Burke et al., 2017) ou encore la diminution de la productivité primaire de certains écosystèmes menant à une diminution des apports en biomasse au sol (Paul et al., 2023). Ce dernier effet pourrait être contrebalancé par la hausse de la productivité primaire nette d'autres écosystèmes (Poeplau & Dechow, 2023), ce qui illustre la complexité de l'estimation des flux de C en contexte de changement climatique global.

La mise en place de certificats de séquestration C est proposée par certains auteurs comme moyen efficace pour accélérer la mise en œuvre de pratiques agricoles stockant du C. Le récent projet de

directive européenne intitulée « Surveillance et résilience des sols » (Conseil de l'Union européenne & Parlement européen, 2024) prévoit ainsi de faciliter la mise en place de ces certificats C. Cette directive prévoit d'améliorer la collecte de données afin de mieux suivre les indicateurs relatifs au cycle du C dans les sols. La quantification fine des entrées et des sorties de C qu'induisent les différentes modes de gestion des sols est en effet une condition de l'émergence d'un marché de certificats de séquestration C (Poeplau & Dechow, 2023). Des doutes existent quant à l'efficacité de tels certificats (Paul et al., 2023), principalement parce qu'il n'est pas certain que l'enrichissement d'un sol en C soit pérenne dans le temps (et donc qu'il y ait réellement séquestration), une absorption de C pouvant être réversible. Aussi, un tel système de certificats invisibilise la différence de nature entre du C fossilisé (pétrole, charbon) et du C issu d'une activité photosynthétique récente qui s'accumule sur le sol sous forme de litière avant d'être décomposée et incorporée, pour une durée forcément plus faible que celle depuis laquelle se trouvait le C fossile avant d'être consommé. En matière de lutte contre le changement climatique, réduire drastiquement les émissions anthropiques de gaz à effet de serre doit donc toujours être prioritaire à toute mesure de compensation, ce qui ne correspond pas aux choix des décideurs depuis qu'ils ont connaissance de la problématique du changement climatique et des moyens d'y faire face. Par ailleurs, l'enjeu n'est pas tant d'augmenter la quantité de C présent dans les sols, que d'empêcher qu'ils n'en perdent davantage (Poeplau & Dechow, 2023) sous le coup du réchauffement global et de leurs mauvais traitements par les sociétés humaines. La conversion de sols naturels en sols cultivés (changement d'usage) est en effet la première cause des émissions de C des sols (Beillouin et al., 2023). Le 3e rapport du GIEC (Shukla et al., 2023) juge d'ailleurs hautement probable que les sols deviennent des sources de C d'ici la fin du 21e siècle.

Outre son rôle potentiel dans l'atténuation du changement climatique, le carbone organique du sol (COS) joue un rôle actif dans de nombreuses fonctions du sol, qui suffisent à justifier de chercher à en maintenir les stocks, voire à les augmenter. De nombreuses composantes de la fertilité (Allory, 2022), comme la capacité d'échange cationique (nombre de charges variables présentes dans le sol), la réserve en eau utile du sol, la résistance à l'érosion ou la structure peuvent être améliorées par un enrichissement en C organique. C'est également le cas de la biodiversité du sol (Amelung et al., 2020), ou de sa capacité à limiter la mobilité des polluants organiques (Boyd et al., 1988) et de certains éléments traces métalliques (Ondrasek & Rengel, 2012).

Cette première partie de l'état de l'art montre que le rôle des sols comme pourvoyeurs de SE, dont celui de régulation du climat global à travers le C organique qu'il peut séquestrer ou libérer, est désormais établi et reconnu par la communauté scientifique comme les décideurs. S'il existe des débats sur les moyens de préserver les sols, et sur l'opportunité de leur donner un rôle central dans la lutte contre le changement climatique, la situation globale reste celle de leur dégradation accélérée.

2. *La fonction de stockage du carbone*

2.1. Le stockage de carbone dans les sols

2.1.1. Les mécanismes de séquestration du carbone dans les sols

Dans le sol, on différencie le carbone organique (CO) qui provient d'organismes vivants, du carbone inorganique (CI) qui provient des minéraux du sol (roches carbonatées, carbonates secondaires, carbonates biogéniques). Dans les développements qui suivent, on traitera principalement du CO car c'est à ce compartiment du cycle du C terrestre qu'appartient le bitume, matériau d'intérêt de cette thèse. Le CO est également le compartiment sur lequel se concentrent pour l'instant les tentatives d'amélioration du service écosystémique de régulation du climat global par la séquestration, bien que de plus en plus de voix dans la communauté scientifique appellent à davantage considérer le stock de CI et les déterminants de sa présence dans les sols (Huang et al., 2024; Sharififar et al., 2023).

Les mécanismes qui permettent au C de rester dans le sol (Figure 1.2) une fois qu'il y est entré sont d'abord liés à l'activité biologique au sein du sol (Chenu et al., 2009). Lorsque celle-ci est ralentie, cela limite la minéralisation du COS et donc semble favorable à sa séquestration. A l'inverse, une forte activité biologique augmente la minéralisation du COS (comme le montre le cas du *priming effect*), qui peut être définie comme une succession de réactions cataboliques aboutissant à une oxydation complète du C sous forme de CO_2, dont les dernières étapes se déroulent au sein des cellules des micro-organismes. Mais cela ne veut pas dire qu'une forte activité microbienne est cause d'un faible stockage de C dans le sol, car les micro-organismes sont également responsables de la production de molécules simples (monomères organiques) appartenant à la fraction fine du COS, qui constitue la plus grande part du C séquestré dans les sols. Ces molécules simples sont produites au cours de réactions de biotransformation, terme désignant les réactions chimiques catalysées par les enzymes extracellulaires produites par les micro-organismes du sol de la MO accessible (Basile-Doelsch et al., 2020). Les produits des réactions anaboliques, c'est-à-dire la synthèse de nouvelles molécules par les micro-organismes, peuvent également contribuer au stockage de COS. Tous ces produits microbiens de petite taille ont finalement une durée de vie plus longue que les composés bruts issus des plantes (lignine, cellulose), découverte récente qui a contribué à disqualifier les théories relatives à l'humus et ses différentes formes et à la nature de la MO (plus ou moins récalcitrante) pour expliquer les longs temps de résidence du C dans les sols.

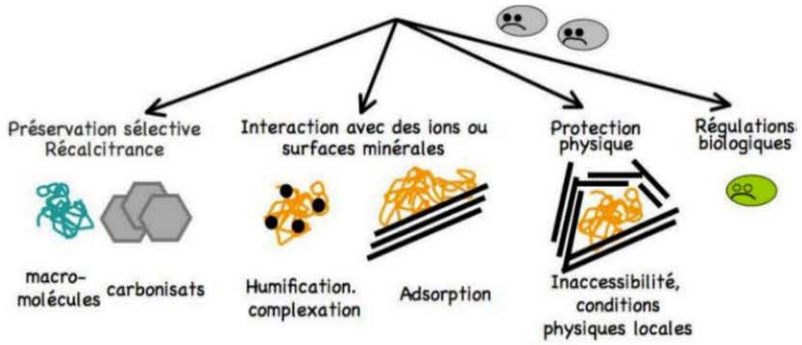


Figure 1.2. Les principaux mécanismes de stabilisation du carbone dans les sols (Chenu et al., 2009)

Le second mécanisme central dans la séquestration du carbone est celui des interactions organo-minérales, c'est-à-dire celles entre la matière organique et certains minéraux du sol, plus précisément les phyllosilicates (aussi appelées argiles), oxyhydroxydes métalliques et les aluminosilicates faiblement cristallisés (Basile-Doelsch et al., 2020). Ce sont essentiellement les produits microbiens décrits ci-dessus qui constituent la matière organique retenue, ou plutôt protégée d'une biodégradation complète (minéralisation), par ces phases minérales. Plus précisément, les mécanismes impliqués sont l'adsorption de la MO à la surface des minéraux et la coprécipitation d'une phase minérale secondaire avec de la MO.

La protection physique de la matière organique est le troisième grand mécanisme qui peut expliquer sa persistance à long terme dans les sols. Le terme recouvre un ensemble de phénomènes comme l'agrégation, le C présent dans les micro-agrégats (< 50 µm) ayant un taux de renouvellement plus lent que celui présent dans les macro-agrégats (> 50 µm). L'accessibilité des micro-organismes à la MO décomposable joue également un rôle important. Elle est déterminée par la structure du sol (taille de sa porosité), l'agencement des particules minérales du sol (présence de sites inaccessibles aux micro-organismes) ou encore la diffusion du dioxygène nécessaire à l'oxydation par les enzymes, sa disponibilité étant moindre lors des périodes d'excès ou de déficit hydrique.

Enfin, la récalcitrance de la MO est souvent présentée comme un facteur favorisant la séquestration de C dans les sols. La récalcitrance désigne la propriété chimique intrinsèque d'une molécule qui la rend résistante à la décomposition (Derrien et al., 2023). Ce mécanisme a longtemps été considéré comme le principal facteur de séquestration de C dans les sols. Désormais, la communauté scientifique s'accorde sur le constat que la nature spécifique de la litière (*e.g.*, composés aromatiques, aliphatiques, résines) et la théorie de l'humification ne peuvent expliquer la persistance à long terme du C dans les sols (Dungait et al., 2012 ; Lehmann & Kleber, 2015). Cependant des MO spécifiques (charbon, coke), ayant été exposées à de très hautes températures (Schmidt et al., 2011) peuvent persister très longtemps dans le sol en raison de leur nature, ce qui ne disqualifie pas définitivement le facteur de la récalcitrance. Derrien et al. (2023) défendent ainsi que les propriétés intrinsèques des molécules organiques jouent bien un rôle dans la dynamique du C dans le sol, mais en lien avec les paramètres biotiques et abiotiques, ce qui conduit ces auteurs à préférer le terme de persistance à celui de récalcitrance. Ces MO de nature réfractaire peuvent notamment être d'origine anthropique (voir section 2.2.3).

2.1.2. Les pratiques favorisant le stockage du C dans les sols naturels, forestiers et agricoles

En France métropolitaine, les sols forestiers, agricoles et artificialisés représentent respectivement 276 791 km², 220 001 km² et 52 401 km² (Agreste, 2025a). Un premier type de pratiques favorables au stockage sont les initiatives de protection des écosystèmes terrestres, qui en empêchant leur dégradation, préservent le stock de C de leurs sols et leur capacité à servir de puits. Cela consiste donc à empêcher les pratiques suivantes : déforestation et dégradation des forêts, assèchement des zones humides côtières et des tourbières, dégradation et conversion des prairies et savanes (Shukla et al., 2023). Les initiatives de restauration peuvent également permettre de stocker du C : boisement et reboisement, restauration des zones côtières humides, restauration des tourbières. Il faut noter que le boisement désigne l'implantation d'un peuplement forestier à un endroit où il n'y avait pas d'arbres auparavant, tandis que le reboisement est la plantation d'arbres à un endroit où il y en avait déjà.

Dans le cadre de toutes leurs activités qui reposent sur un sol, les sociétés humaines peuvent aussi modifier leurs modes de gestion afin de favoriser le stockage de C. Il s'agit alors de modifier leurs manières de gérer les forêts, prairies permanentes, grandes cultures et cultures pérennes, sols de haies, sols agroforestiers et bords de champs, ainsi que les sols très anthropisés. Le cas de ces derniers sera abordé dans la section suivante. Les développements qui suivent, relatifs aux sols agricoles et forestiers, sont basés sur le conséquent travail de Pellerin et al. (2020).

En contexte agricole, qui regroupe la plupart des sols suscités, une grande diversité de pratiques existent. Les prairies possèdent un important stock de CO (84,6 $tC.ha^{-1}$ sur l'horizon 0-30 cm en France métropolitaine). L'enjeu est là encore de limiter le déstockage par le retournement des prairies. L'apport de fertilisants minéraux ou organiques est la pratique qui favorise le plus le stockage de C dans les prairies. En grandes cultures et cultures pérennes, le non-travail du sol ne semble pas permettre d'accroissement significatif du stock de C à l'échelle de l'ensemble du profil de sol. La restitution des résidus de culture est favorable au stockage de C, même si le potentiel apparaît faible en France, car la plupart de ce type de biomasse est déjà restitué au sol. L'insertion d'autres cultures (intercultures) entre les cultures principales permet de stocker du C dans les sols si la pratique est pérenne. Ce stockage augmente essentiellement avec la biomasse produite par l'interculture. L'introduction de prairies temporaires dans les successions culturales présente un potentiel de stockage de C, qui augmente avec la durée de mise en place de la prairie et qui est plus élevé pour les sols à faible stock initial de C. L'épandage de produits résiduaires organiques (PRO) possède un potentiel certain, si on considère seulement les PRO non déjà épandus sur les sols et que l'on limite les émissions de gaz à effet de serre induites par les modifications de pratiques liées à l'épandage. La plantation d'arbres au sein de parcelles cultivées (agroforesterie), l'implantation de haies et la mise en place de bandes enherbées en bords de champ sont toutes des pratiques favorisant le stockage de C.

En contexte forestier, il n'y a pas de pratique permettant d'augmenter « de manière certaine » la séquestration de carbone dans les sols, ces derniers possédant déjà un stock très élevé (100$tC.ha^{-1}$ sur l'horizon 0-100 cm en France métropolitaine) (Pellerin et al., 2020). L'enjeu est surtout de conserver les stocks existants, en ne laissant pas les sols à nu, en allongeant la durée entre les éclaircies (récoltes partielles du peuplement forestier) et en n'exportant pas les rémanents.

Un second type de pratiques vise principalement voire exclusivement au stockage de C. Il s'agit notamment de l'amendement avec du biochar, dont les vertus en matière de stockage de carbone ne sont pas encore avérées, variant notamment selon le procédé d'obtention du biochar (Pellerin et al., 2020). Certains auteurs (Beerling et al., 2018) suggèrent également d'épandre des minéraux spécifiques broyés (donc plus réactifs) sur les sols, afin d'accélérer les réactions d'altération chimique immobilisant du C dans les sols sous forme de CI. Par exemple, l'ajout au sol de wollastonite (un silicate de calcium) et son altération consécutive permettrait de stocker du C grâce à la réaction suivante (Shao et al., 2016) :

$$CaSiO_3 + 3H_2O + 2CO_2 \rightarrow Ca^{2+} + H_4SiO_4 + 2HCO_3^-$$

Mais il ne faut pas oublier les effets rebonds potentiels de telles pratiques et considérer l'ensemble des émissions de gaz à effet de serre qu'elles engendrent par exemple lors de la production de ces intrants. L'adoption d'une approche en analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode pertinente pour prendre en compte ces différents aspects.

2.2. Le carbone dans les sols très anthropisés

2.2.1. Stock de carbone

La quantification du C des sols très anthropisés est l'objet d'un intérêt récent et d'une volonté de les intégrer aux réflexions sur la gestion des stocks de C à l'échelle mondiale (Cambou, 2018). Les sols très anthropisés désignent l'ensemble des sols dont le fonctionnement est modifié à plus ou moins forte intensité par les sociétés humaines, terme pouvant être mis en équivalence avec celui de « SUITMAs ». Les stocks de C des sols anthropisés sont variables, car ils n'obéissent pas aux logiques évolutives des sols dits naturels ; le fonctionnement de ces sols et notamment leur cycle du C, dépendent en grande partie de l'usage qu'en font et de l'utilité qu'en tirent (ou en ont tiré) les sociétés humaines.

Dans une méta-analyse, Allory et al. (2022) trouvent un taux moyen de 4,29 % de CO dans les Technosols, avec une variabilité très marquée (Figure 1.3). Ils trouvent également un stock moyen de 73,2 $tC.ha^{-1}$ dans l'horizon 0-30 cm. Il faut noter que les auteurs excluent du périmètre de leur synthèse les « sols industriels », les « sols urbains », et les « sols miniers », se concentrant sur les seuls Technosols. Ces derniers sont des sols dont les « propriétés et la pédogenèse sont dominées par leur origine technique » (WRB, 2022). A titre de comparaison, sur le même horizon, les grandes cultures possèdent un stock moyen de 51,6 $tC.ha^{-1}$, les prairies permanentes 84,6 $tC.ha^{-1}$, et les forêts 81 $tC.ha^{-1}$ (France métropolitaine) (Pellerin et al., 2020). A l'échelle de l'ensemble du profil, alors que le stock de C a tendance à diminuer avec la profondeur dans les sols naturels, ce n'est pas systématiquement le cas dans les Technosols : des stocks élevés de CO peuvent y être présents. La variabilité de ces stocks peut s'expliquer par les fréquentes intervention humaines subies par ces sols au cours de leur évolution, qui ont par exemple pu conduire à l'enfouissement de matériaux anthropogéniques riches en CO (Allory et al., 2022).

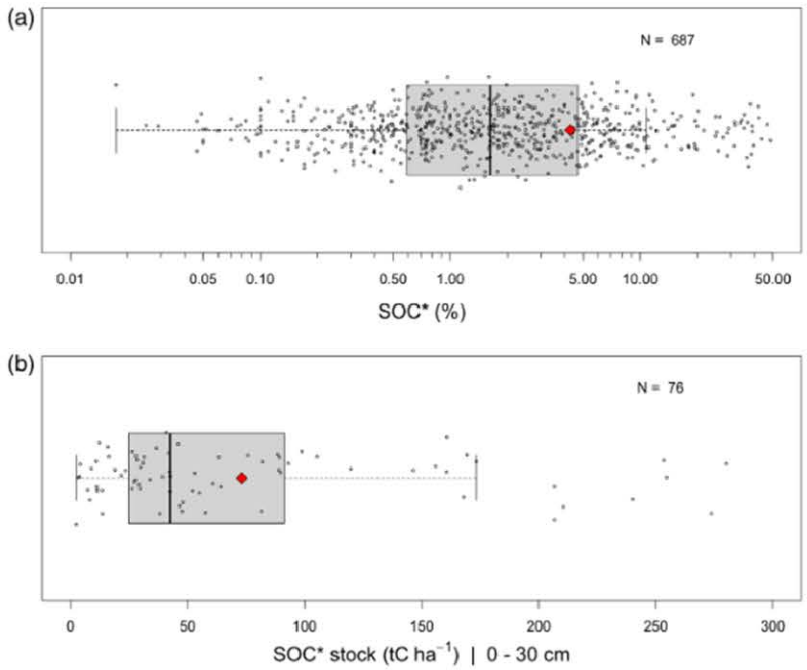


Figure 1.3. Distribution des taux de carbone organique du sol (a) et des stocks de carbone organique du sol (b) de Technosols.
Echelle logarithmique utilisée pour le graphique a. SOC, carbone organique du sol. (Allory et al., 2020).

Il est également intéressant de mentionner des données obtenues pour des sols spécifiquement urbains, catégorie qui englobe tous les sols situés au sein des villes et dans leur continuité bâtie, qu'ils soient ouverts (pelouses, espaces verts, arbres en pleine terre) ou scellés. Ainsi, le scellement d'un sol a un impact négatif très clair sur son stock de carbone, perceptible à travers les résultats de Cambou et al. (2023) : les sols d'un parc urbain stockent dans les horizons 0-30 et 0-100 cm respectivement 10 et 7 fois plus de CO que les sols scellés.

2.2.2. Méthodes de quantification du carbone organique

La fraction granulométrique du sol au sein de laquelle le CO est quantifié n'est pas toujours la même : elle peut être inférieure à 1 mm (Edmondson et al. 2012), mais la pratique habituelle consiste à cibler la fraction inférieure à 2 mm (Cambou et al., 2023). Les profondeurs de sols auxquelles le C est quantifié peuvent aussi grandement varier, ce qui rend difficile la comparaison des résultats. C'est pourquoi Cambou et al. (2018) appellent à une meilleure standardisation des mesures de CO dans les sols urbains et recommandent d'effectuer des mesures de quantification du C sur l'ensemble du profil de sol et par horizons.

Actuellement, aucun travail scientifique recensé ne quantifie le CO dans les particules de taille supérieure à 2 mm (éléments grossiers, EG) sauf peut-être les travaux de thèse de Hostyn (2022). Cela est dû aux méthodes de préparation des échantillons de sols préalables à la quantification du CO (Cambou et al., 2020), qui consistent notamment en un tamisage à 2 mm. Ces techniques préparatives ont été pensées pour les sols naturels, pour lesquels il est probable que l'on considérait que la fraction grossière serait constituée surtout de CI (EG carbonatés), ou de carbone en provenance de litière, deux éléments que les pédologues ont coutume d'exclure des analyses chimiques. En outre, la focalisation historique des sciences du sol sur les sols agricoles, souvent dépourvus d'EG (notamment du fait de leur épierrage), pourrait expliquer ce manque de considération de la fraction supérieure à 2 mm (Ugolini et al., 1996). L'exclusion des EG (aussi appelée « squelette du sol ») présente le risque (Corti et al., 2002; Zabowski et al., 2011) de sous-estimer le stock de C, notamment inorganique, des sols naturels et cultivés. Zabowski et al. (2011) préconisent donc d'inclure le C présent dans la fraction grossière pour mieux estimer les stocks totaux de C des sols. Dans le même sens, Cambou (2018) remarque que les sols urbains possèdent en moyenne un taux d'EG supérieur à celui des sols cultivés en milieu rural. De plus, ces EG peuvent contenir du CO et du CI (Lorenz & Lal, 2015) en proportions non négligeables. Cambou (2018) préconise donc également d'inclure les fractions grossières dans les études du temps de persistance du C dans les sols urbains. Cependant, cette intégration des EG au calcul devra se faire en tenant compte des préconisations de Poeplau et al., (2017), qui ont montré que les stocks de C du sol pouvaient être surestimés du fait d'un calcul erroné des paramètres de masse volumique apparente et de taux d'éléments grossiers.

2.2.3. Mécanismes de stockage du carbone dans les sols très anthropisés

Les mécanismes de stockage à long terme, expliquant la persistance du C dans les sols très anthropisés, sont sensiblement les mêmes que dans les sols (pseudo)naturels[5]. Cependant, la récalcitrance jouerait

[5] En France, la plupart des sols agricoles ou forestiers ont été ou sont encore sous influence anthropique (gestion sylvicole, amendements, zones pâturées, anciennes zones peuplées, pluies acides, etc), ce qui rend peu pertinent

un rôle plus marqué dans les sols très anthropisés, en raison de la présence d'artéfacts qui seraient particulièrement résistants à la (bio)dégradation : résidus de cokerie, charbon (Allory, 2022), morceaux d'agrégats d'enrobés (Cambou et al., 2023). Ces artéfacts dont le C est d'origine fossile seraient aptes à persister « plusieurs centaines d'années » dans les sols, et constitueraient un pool de C « très stable voire inerte » (Allory, 2022). Le même auteur émet d'ailleurs l'hypothèse, sur la base des résultats de ses expérimentations, que les artéfacts organiques joueraient le rôle de surfaces d'adsorption pour des MO naturelles, ralentissant ainsi leur dégradation. La MO anthropogénique jouerait donc un rôle de protection de la MO, selon un mécanisme qui rappelle celui décrit ci-dessus pour les sols naturels.

2.2.4. Pratiques favorisant le stockage de carbone dans les sols très anthropisés

Pour savoir dans quelle mesure les sols très anthropisés participent au SE de régulation du climat global, il faut s'intéresser au potentiel d'augmentation de leur stock de C, augmentation qui doit être durable dans le temps pour être synonyme de séquestration. Si le principal potentiel réside certainement dans la conversion des sols très anthropisés en espaces supports de végétation (renaturation), d'autres modes de gestion adaptés pourraient également permettre d'augmenter le stock de C de ces sols.

Lorenz & Lal, (2015) explorent un certain nombre de pratiques applicables à des sols urbains, mais leurs suggestions peuvent tout aussi bien s'appliquer à tous les sols très anthropisés. Outre les pratiques déjà décrites ci-dessus pour les sols naturels, ils suggèrent pour le CO : création et maintien d'un environnement favorable à la précipitation des composés carbonatés $CaCO_3$ ou $MgCO_3$ (porosité optimale du sol, maintien d'un horizon acide en surface, culture de plantes produisant une litière riche en Ca et Mg, irrigation avec une eau chargée en Ca et Mg), utilisation comme amendements de matériaux anthropogéniques riches en composés carbonatés (ciment et béton, mâchefers d'acier et de fer), voire enfouissement de composés alcalins en profondeur pour y favoriser la précipitation des carbonates. Pour augmenter les stocks de CO, ils préconisent d'enfouir lors des travaux de grandes quantités de MO (naturelles ou anthropogéniques, les villes ayant de nombreux gisements potentiels) dans les sols voués à être imperméabilisés, justifiant cela par la plus faible activité microbienne de ces sols. Ils suggèrent aussi de végétaliser les sols urbains en les descellant, ou bien d'incorporer des minéraux ferreux et alumineux faiblement cristallisés, qui grâce à leur surface spécifique élevée pourraient favoriser la rétention du carbone organique dissous (COD). Notons que les auteurs soulignent que certaines de ces pratiques, si elles sont adoptées conjointement, peuvent se renforcer ou à l'inverse agir dans des sens opposés, et que des études sur le long-terme sont indispensables pour confirmer le bien-fondé de leurs préconisations.

Ajoutons qu'il faut prendre garde à ce que ces modes de gestion ne dégradent pas d'autres SE assurés par les sols urbains, comme la régulation du cycle de l'eau ou la rétention des polluants. Par conséquent, il convient de ne pas enfouir de matériaux susceptibles d'engendrer des pollutions. Il ne faut également pas négliger les potentiels effets rebonds de certains modes de gestion (Cambou, 2018) engendrant des émissions de CO_2 supplémentaires (*e.g.* utilisation de tondeuses à gazon). Enfin, notons

---

l'application du concept de naturalité aux sols. Bien qu'imprécis, nous emploierons ce qualificatif pour différencier ces sols les moins anthropisés, où la présence de matière organique d'origine photosynthétique récente domine, de ceux très anthropisés où domine la MO anthropique (SUITMAs, sols urbains, Technosols).

que la forte hétérogénéité des sols très anthropisés rend impossible de recommander des modes de gestion uniques et nécessite une adaptation aux usages, aux climats, aux types de sols concernés, aux matériaux qui y sont enfouis, aux plantes qui y sont cultivées, etc. Cette variabilité rend difficile la réalisation des bilans C solides de ces pratiques, et donc rend incertain l'objectif d'augmentation à long terme du C dans ces sols. Rappelons enfin la nécessité, pour que ces pratiques augmentant le stock de C ne soient pas annihilées, de s'assurer que les stocks conséquents de C anthropogénique déjà présents dans les sols très anthropisés restent stables dans le temps (Lorenz & Lal, 2015).

2.3. Le carbone dans les sols scellés

2.3.1. Stocks de carbone

Un sol scellé est un sol dont la surface est recouverte d'un matériau imperméable qui empêche ou diminue très fortement les flux verticaux (gaz, fluides, matières). La plupart du temps, le matériau de scellement est un revêtement de chaussée tel de l'enrobé bitumineux, du béton, des pavés. Il faut noter que les bâtiments sont exclus de la définition des sols scellés, et que nous ne traiterons donc pas des sols supports de constructions bâtimentaires dans le développement qui suit. La mise en place d'un sol scellé (par exemple une route) conduit dans la plupart des cas à la suppression de sa partie meuble de surface (aussi appelée terre végétale par les opérateurs de travaux publiques). Si l'épaisseur de l'horizon concerné par cette excavation peut varier selon les sols, elle est souvent comprise entre 20 et 30 cm. Ces horizons sont, pour la plupart, des sols naturels, les plus pourvus en MO : d'un point de vue du stock de C, le scellement d'un sol est donc avant tout une opération d'appauvrissement de celui-ci en CO naturel. Des données sur les stocks de CO dans les sols scellés sont disponibles dans la littérature (Tableau 1.3).

Ces stocks de CO recouvrent des réalités d'usage du sol diversifiées, ce qui rend leur comparaison peu aisée. Il n'est pas toujours possible d'intégrer cette variabilité dans les données, car ces études intègrent souvent d'autres types de sols urbains que les sols scellés, qui sont d'ailleurs parfois regroupés avec les sols présents sous les bâtiments. On notera l'effort fait par certains auteurs pour décrire finement la réalité pédologique des sols scellés, avec des termes employant la classification pédologique internationale (O'Riordan et al., 2021). Ces derniers différencient en effet, les sols scellés peu perturbés par l'installation du revêtement de scellement, dans lesquels la limite entre les matériaux anthropogéniques et le sol préexistant est claire, des sols scellés où le sol préexistant est mélangé à des artéfacts (c'est-à-dire des matériaux d'origine anthropique) dans des proportions massiques supérieures à 40 %. Nous avons fait le choix de ne pas inclure dans le tableau 1.3, les données de stock qu'ils calculent concernant le CI. A cette faible différenciation des usages au sein des sols scellés, que recommandent de corriger certains auteurs (Edmondson et al., 2012 ; Cambou et al., 2018), s'ajoute l'absence de mesure en dehors des zones urbaines : on ne dispose ainsi pas de données pour des usages de sols scellés comme les tarmacs d'aéroports, les routes de campagnes ou les autoroutes.

Villes (pays)	Stock CO	Profondeur considérée	Usage du sol	Inclusion des EG	Référence
	kgC.m^{-2}	cm			
Nanjing (Chine)	2,35 [n=4]	0-20	"Road pavements"	Oui	Wei et al. (2014a)
Yixing (Chine)	2,46 [n=7]	0-20	"road pavements, and paved residential squares and alleys"	Non	Wei et al. (2014b)
Urumqi (Chine)	5,36 (±0,51) [n=11]	0-80	"roads, parking lots/squares, or traditional low-rise buildings"	-	Yan et al. (2015)
Entre Wenjiand et Chengdu (Chine)	13,96 (±1,09) [n=7]	0-100	"impermeable surfaces"	Oui	Liu et al. (2016)
(Chine)	6,21 (±3,9) [n=148]	0-100	"pavements, highways, patios, driveways, parking lots"	Information imprécise	Ding et al. (2022)
Seoul (Corée du Sud)	2,7 (±0,3) [n=29]	0-100	"impervious surfaces" of "housing complexes"	Oui	Bae et Ryu (2020)
Atlanta, Baltimore, Boston, Chicago, Oakland, Syracuse (USA)	3,3 (±0,93) [n=3]	0-100	"impervious surfaces"	Non	Pouyat et al. (2006)
New York (Etats-Unis)	2,29 [n=62]	0-15	"impervious surfaces"	Non	Raciti et al. (2012)
New York (Etats-Unis)	2,1 (±2,9)	0-30	"Road"	Non	Cambou et al. (2018)
	4,9 (±4,9]	30-100		Non	
Paris (France)	3,4 (±1,2)	0-30	"Sidewalk"	Non	
Leicester (Royaume-Uni)	6,7	0-60	"roads, car parks, residential driveways and any miscellaneous impervious surface"	Oui	Edmondson et al. (2012)
	13,5	0-85	"footpaths, pavements and areas covered by impervious surfaces"		

Tableau 1.3. Stocks de carbone organique dans les horizons sous-jacents aux sols scellés.

Valeurs issues de la littérature. La valeur de surface (0) correspond à la surface du sol une fois le revêtement de scellement retiré. Quand des valeurs étaient fournies pour plusieurs profondeurs, seules celles des profondeurs les plus importantes sont renseignées ici. D'autres valeurs disponibles dans la littérature n'ont pas été prises en compte pour les raisons suivantes : texte en langue chinoise, quantification des taux de COS ou de MO et non de stocks, données portant exclusivement sur des sols situés sous des bâtiments. ± : écart-type ; n : nombres de sites échantillonnés ; - : information imprécise ou non mentionnée ; EG : éléments grossiers, de taille supérieure à 2 mm de diamètre.

2.3.2. Méthodes de quantification du carbone organique des sols scellés

Comme pour tous les sols très anthropisés, la contribution de la fraction grossière (> 2mm) au stock de C (qu'il soit organique ou inorganique) est potentiellement très élevée dans les sols scellés. La plupart des études que nous avons examinées sur la quantification du CO de ces sols excluent cette fraction granulométrique de leurs calculs. En outre, les traitements préalables réalisés sur les sols ne sont pas

identiques : avant de réaliser leurs analyses, certains auteurs tamisent le sol à 0,15 mm puis le broient ou non (Ding et al., 2022; Yan et al., 2015), quand d'autres le tamisent à 2 mm avant de le broyer. Pour autant, Ding et al. (2022) ont montré que la différence de traitement n'impactait pas de manière significative les valeurs finales de CO obtenues.

En outre, tous les auteurs concentrent leur étude sur les sols sous-jacent aux sols scellés et réalisent leurs prélèvements après avoir retiré la couche de scellement, ce qui veut dire qu'ils ne considèrent pas celle-ci comme faisant partie du sol scellé. C'est un parti-pris différent de celui des classifications pédologiques, qui incluent la couche de scellement dans leur description du profil de sol scellé (voir section 3.3.2). Notons pourtant que très souvent, les couches de scellement sont constituées de carbone organique tels que les matériaux bitumineux, certes cohésifs et donc de granulométrie supérieure à 2 mm, mais dont l'absence de prise en compte dans le calcul des stocks de C de ces sols constitue une absence de connaissance et de compréhension de ces sols. Face à ce constat, des auteurs (Cambou et al., 2023) préconisent d'élargir l'étude du CO de ces sols aux artéfacts présents, tels que les matériaux bitumineux.

2.3.3. Mécanismes de stockage du carbone dans les sols scellés

Ding et al. (2022) ont établi, grâce à l'analyse d'un très large lot d'échantillons portant sur l'entièreté de la Chine continentale, qu'une fois décapés les horizons supérieurs des sols et construite la couche de scellement, le CO du sol sous-jacent est préservé. Cela est notamment confirmé par leur observation que les stocks de C des sols récemment scellés et des sols plus anciennement scellés sont similaires. Il s'agit ici d'un maintien du stock de C dans le sol, ce qui est différent du stockage (augmentation de la quantité de carbone) et de la séquestration (retrait de C de l'atmosphère par stockage durable dans le temps). La dégradation des fonctions de ces sols ne permet plus au cycle du C de s'y dérouler de manière normale : la décomposition du C y est très fortement ralentie. Ding et al. (2022) citent les causes suivantes de ralentissement de cette décomposition : augmentation de la température et de la masse volumique apparente (et donc diminution de la concentration en O_2), réduction de l'humidité et du taux d'azote, facteurs environnementaux qui affectent négativement les micro-organismes du sol habituellement actifs dans cette dégradation (diminution de leur biomasse, de leur activité, de leur diversité fonctionnelle, de l'activité enzymatique).

2.3.4. Pratiques favorisant le stockage du carbone dans les sols scellés

Les sols scellés et les pratiques d'augmentation du stock de COS étant des sujets d'intérêt récents pour la communauté scientifique, les pratiques susceptibles d'augmenter le stock de C des sols scellés ne sont pas encore bien connues. Edmondson et al. (2012) émettent l'hypothèse que les végétaux situés à proximité immédiate des sols scellés contribuent, par la colonisation du sol sous-jacent par leur système racinaire, à les enrichir en CO (rhizo-déposition). Il serait toutefois nécessaire de vérifier expérimentalement cette hypothèse, car des travaux portant notamment sur l'agroforesterie ont montré que l'introduction d'arbres dans des parcelles cultivées et l'apport de carbone organique labile consécutif à la rhizo-déposition pouvait entraîner une dégradation du carbone situé en profondeur jusqu'alors protégé de l'activité de décomposition (*priming effect*) (Cardinael et al., 2018). De manière plus originale, Ding et al. (2022) préconisent d'adopter des pratiques de stockage de CO sur les sols non scellés mais susceptibles de l'être. Une fois le CO stocké, ils préconisent d'effectuer les travaux de

scellement en dehors des périodes chaudes et humides, conditions favorables aux activités de biodégradation dans les sols.

2.4. Le carbone dans les sols descellés

2.4.1. Un potentiel de stockage additionnel …

Un sol descellé est un sol auquel on a redonné la possibilité que s'y déroulent des échanges d'énergie et de matière avec l'atmosphère, en éliminant la fonctionnalité des matériaux de scellement (soit par fracturation, soit en le retirant et en le remplaçant par une couverture plus perméable) (Schwartz et al., 2025). Les travaux portant sur les sols descellés sont limités et ceux portant sur le fonctionnement du cycle du carbone dans ces mêmes sols le sont encore plus. Cette partie traitera donc essentiellement des pistes de recherche sur le sujet. Le descellement des sols par renaturation a la spécificité d'être un levier qui concerne le changement d'usage des sols, dans un sens (de sol très anthropisé à sol renaturé) qui est aujourd'hui peu commun. Toutefois, cette pratique pourrait être appelée à se développer, au regard des objectifs législatifs mentionnés en introduction.

Le potentiel de stockage de C dans les sols scellés a été relevé par Cambou et *al*. (2020) et souligné par Meersmans et *al*. (2016), qui donnent des ordres de grandeurs du stockage additionnel qu'occasionnerait une conversion de sols urbains en prairies, forêts, cultures (logique de « désurbanisation »), dans un contexte de changement climatique. Étant donné qu'au sein des sols urbains, ce sont les sols scellés qui présentent les plus faibles stocks de CO, il est logiquement plus facile d'augmenter ceux-ci. C'est pourquoi ces mêmes auteurs pointent la durée potentiellement longue avant que ces sols désurbanisés ne deviennent de réels puits de C : outre l'amortissement de l'impact carbone des travaux de descellement, les sols scellés devront être gérés en pensant à limiter le déstockage du C déjà présent (stockage sous forme de CO naturel immobilisé, de C anthropogénique récalcitrant, voire de CI).

2.4.2. … Et des lacunes scientifiques certaines

La connaissance scientifique sur le CO dans les sols descellés est pour l'instant peu fournie. Les auteurs pointent donc ces vides et énoncent des pistes de recherche. Ainsi on ne connaît pas le devenir du carbone des sols descellés, et *a fortiori* des revêtements de scellement en cas de désimperméabilisation (Cambou et al., 2020). On ne connaît pas non plus les interactions entre la MO anthropogénique et la MO non anthropogénique lors de la pédogenèse des Technosols (Allory et al., 2021). Le même auteur formule l'hypothèse que les artéfacts constitueraient dans les Technosols, un stock de MO récalcitrante à la dégradation, et pourrait également se comporter comme des surfaces d'adsorption, susceptibles d'interagir avec d'autres MO, notamment d'origine naturelle.

Les pratiques de gestion des sols pouvant aussi être sources d'émissions de CO_2, il faudrait en faire un bilan global pour connaître la « contribution effective des sols urbains à la séquestration de carbone » (Cambou et al. 2018). Par exemple, le descellement des sols passe par un certain nombre de tâches (destruction de la couche de scellement, potentiel export des matériaux de scellement, rajout de matériaux terreux) dont l'impact en termes de gaz à effet de serre n'est à ce jour pas connu (Cambou et al., 2020). En la matière, seuls des bilans C émanant d'associations représentant les intérêts des producteurs d'enrobé routier sont disponibles, comme celui de Shacat et al. (2024). Dans ce document

les auteurs différencient de nombreuses étapes pouvant occasionner des émissions de C dans le cycle de vie des routes en enrobé bitumineux. Parmi elles, la déconstruction (2,7 $kgCO_2$ équivalent par tonne d'enrobé broyé) et le transport des matériaux déconstruits jusqu'aux installations de traitement (4,5 $kgCO_2$ équivalent par tonne d'enrobé broyé) pourraient contribuer à éclairer l'impact C des opérations de descellement.

Cette deuxième partie de l'état de l'art aura permis de montrer que si les mécanismes de stockage du C sont bien connus pour les sols naturels, les connaissances relatives aux sols très anthropisés restent lacunaires. C'est encore plus criant pour les sols scellés, pour lesquels l'effort d'investigation reste, pour l'instant, concentré sur les horizons sous-jacents à l'horizon de scellement, au détriment de ce dernier.

3. *Caractéristiques des sols scellés*

3.1. Les sols scellés sur le territoire français

La surface représentée par les sols scellés en France peut être approchée grâce aux données de l'enquête *Teruti-Lucas* (Agreste, 2025a), dont la méthodologie d'acquisition est détaillée dans le chapitre 2. Cette enquête est réalisée annuellement par le service de statistique du ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, et les données disponibles les plus récentes concernent l'occupation du sol en 2023 (Tableau 1.4). Plus précisément, ces données sont une médiane des résultats de trois années successives, en l'occurrence 2021, 2022 et 2023. L'occupation désigne la couverture physique d'une surface. Ainsi, les surfaces artificialisées correspondent à la somme des sols bâtis, revêtus, stabilisés, et des sols enherbés artificialisés ou stabilisés (autres sols artificialisés) (Figure 1.4) :

- Sols bâtis : sols bâtis clos et couverts comme les immeubles et maisons d'habitation, les immeubles de bureaux ou commerciaux, les usines et les bâtiments agricoles, ou couverts seulement comme les halles de marchés, les quais de gare ou les hangars agricoles ;
- Sols revêtus : routes, autoroutes, places, ronds-points, parcs de stationnement ;
- Autres sols artificialisés :
    - sols enherbés artificialisés : jardins, pelouses, parcs et espaces verts urbains, équipements sportifs et de loisirs ;
    - sols stabilisés : voies ferrées, chemins forestiers, sols compactés par le passage fréquent d'engins, mines, carrières, décharges, chantiers, terrains vagues.

		Bâtis	**Revêtus**	Stabilisés	Autres sols artificialisés	Sols artificialisés	Tous sols
France métropolitaine	Part des occupations (%)	1,51	2,56	1,75	3,72	9,54	
	Surface (km²)	8 301	14 053	9 615	20 432	52 401	549 193
	Surface (ha)	830 066	**1 405 287**	961 454	2 043 249	5 240 056	54 919 252
DROM-COM	Part des occupations (%)	0,27	0,26	0,19	0,30	1,13	
	Surface (km²)	245	236	169	264	1009	89 247
	Surface (ha)	24 513	**23 634**	16 926	26 387	100 945	8 924 695
France entière	Part des occupations (%)	16,0	26,8	18,3	38,7	100,0	
	Surface (km²)	8 546	14 289	9 784	20 696	53 410	638 439
	Surface (ha)	854 579	**1 428 921**	978 380	2 069 636	5 341 001	63 843 947

Tableau 1.4. Surfaces occupées par les différents types d'occupation des sols artificialisés (Agreste, 2025a).
DROM : départements et régions d'outre-mer ; COM : collectivités d'outre-mer.

Les différentes occupations physiques qu'englobe la catégorie des sols revêtus ont des caractéristiques qui correspondent plutôt à la définition que nous avons faite pour l'instant des sols scellés, à l'exception des ronds-points pour lesquels une partie au moins est végétalisée et donc le scellement est rarement en surface et plus souvent en profondeur (présence d'un fond en béton ou en géotextile). Certaines occupations du sol, pouvant inclure des surfaces scellées, ne semblent pas (tarmacs d'aéroports) ou ne sont pas (bases militaires) comptabilisées dans ce jeu de données, qui n'a donc pas un caractère exhaustif. La surface totale des sols revêtus est estimée à 14 289 km² pour la France (DROM-COM inclus).

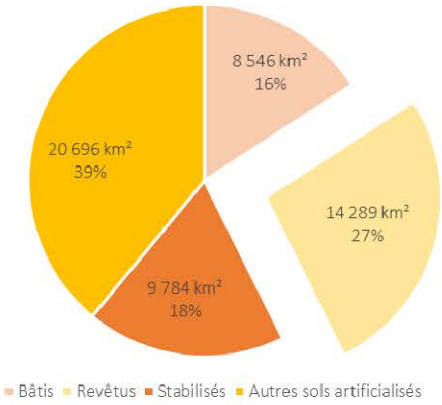


Figure 1.4. Contribution des différentes couvertures de sols à l'artificialisation (Agreste, 2025a).

Il existe d'autres bases de données comme les Fichiers fonciers, Corine Land Cover (CLC), l'Occupation des sols à grande échelle (OCS-GE) qui permettent d'approcher quantitativement la réalité des sols scellés. Il demeure que ce sont bien les données issues de l'enquête *Teruti-Lucas* qui semblent fournir les informations les plus fiables sans nécessiter de traitement supplémentaire. Les avantages et inconvénients des différentes bases de données disponibles seront abordés dans le chapitre 2.

Les sols scellés sont majoritairement localisés dans les espaces urbains (sols urbains), bien qu'une partie non négligeable d'entre eux peut se trouver en milieu rural (*e.g.* routes et autoroutes, parkings). Les données issues de Corine Land Cover (Figure 1.5) montrent bien la concentration des surfaces scellées au sein des villes les plus grandes comme Paris, Lyon, Marseille, Toulouse, Bordeaux, Nantes. La périphérie des villes présente la particularité d'accueillir de grands aplats continus de sols scellés, comme les parkings de zones commerciales et les routes qui les desservent, ainsi que les routes desservant les logements pavillonnaires.

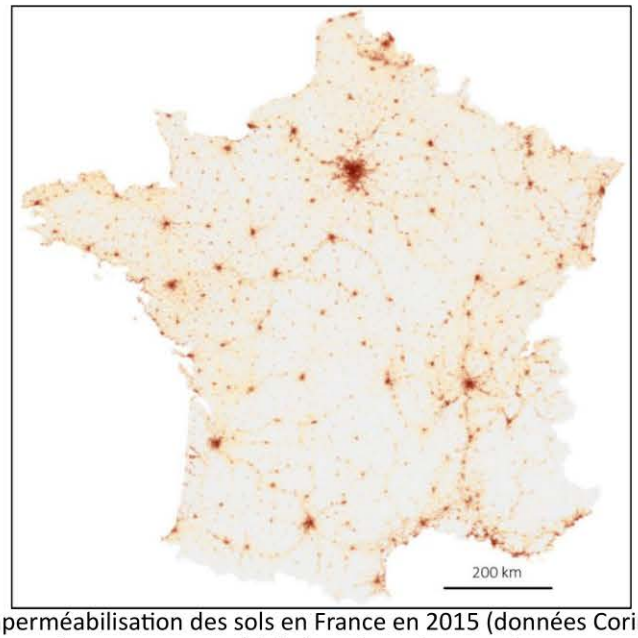


Figure 1.5. Taux d'imperméabilisation des sols en France en 2015 (données Corine Land Cover 2015).
La couleur rouge indique les zones fortement imperméabilisées et la couleur grise les zones non imperméables. © Géoportail

3.2. Les revêtements de scellement du sol et les matériaux sous-jacents

3.2.1. Structure générale d'une chaussée

Nos recherches sur la réalité physique des revêtements de scellement nous ont rapidement conduit vers des sources émanant de la littérature éditée par les professionnels du secteur routier. Nous nommerons d'ailleurs, dans la suite de ce travail, « littérature grise » l'ensemble de la documentation produite par les professionnels d'un secteur d'activité spécifique.

Plus précisément, c'est le terme de chaussée qui a retenu notre attention, car il englobe la plupart des occupations du sol listées ci-dessus, exception faite des terrains militaires et des tarmacs d'aéroport, et concentre donc logiquement les efforts de classification présents dans la littérature grise. Définie au sens large, la chaussée désigne « toute voie de communication où se déplacent les usagers à pied, en voiture, bus, bicyclette » (Groupement professionnel des bitumes, 2013). Une chaussée est structurée en deux couches principales : la couche de surface et la couche d'assise (Figure 1.6).

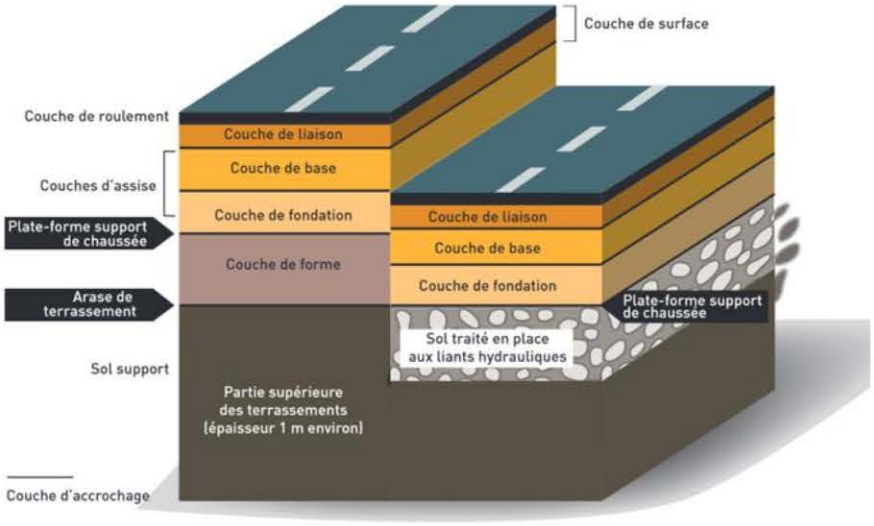


Figure 1.6. Les différentes couches structurantes de la chaussée (Groupement professionnel des bitumes, 2013).

La couche de surface est constituée d'une couche de roulement directement exposée au trafic et aux divers facteurs de vieillissement ; elle peut être faite à partir de liants bitumineux ou de liants hydrauliques (béton de ciment). Les chaussées en béton de ciment offrent une meilleure tenue dans le temps et une bonne résistance à la déformation, mais sont plus rares que les chaussées à base de bitume (Barillot et al., 2020). Une couche de liaison est parfois associée à la couche de roulement, également à base de liants bitumineux, pour améliorer les propriétés générales de la chaussée (imperméabilité, résistance à l'orniérage, ralentissement des remontées de fissure) (Barillot et al., 2020).

Les couches d'assise sont constituées parfois d'une seule couche, ou sinon de deux couches : couche de base et couche de fondation. Elles ont pour rôle de répartir les contraintes mécaniques à la surface du sol, et donc d'augmenter la résistance à la déformation de l'entièreté de la chaussée vis-à-vis de la charge du trafic. La cohésion des granulats qui composent ces couches peut être améliorée grâce à des liants bitumineux ou hydrauliques, mais il en existe également non traitées au liant (cas des graves non traitées, GNT) (Barillot et al., 2020).

La présence ou non d'une couche de forme, l'épaisseur des différentes couches, le type de liants et de granulats qui les composent, ainsi que leur ordre de superposition peuvent varier, également selon les propriétés physiques et chimiques du substrat sur lequel devra reposer la chaussée, les usages projetés (intensité du trafic, passage de poids lourds) et la localisation de l'aménagement (altitude, latitude et climats afférents). Parmi les différentes structures de chaussées, Barillot et al. (2020) envisagent 6 possibilités, que nous ne détaillerons pas ici.

Il existe d'autres types de chaussées, plus spécifiques, comme les rues pavées des centre villes ou les places revêtues de dalles (*e.g.* l'esplanade du quartier de la Défense, à Nanterre). Les structures de ces chaussées sont particulières en raison des contraintes inhérentes à ces espaces : accueil d'événements ponctuels nécessitant de vastes espaces de sols indurés (*e. g.* marchés de plein vent, concerts), passage de réseaux enterrés (télécommunication, gaz, électricité, eaux usées, métros), nécessaire prise en compte d'éléments préexistants (arbres, monuments historiques), stationnement prolongé d'engins lourds (fêtes foraines, scènes de concerts). En outre, il existe une très grande variété de situations qu'il n'est pas possible d'énumérer, où coexistent différents types de chaussées. A titre d'exemple, cette photographie (Figure 1.7) montre qu'un enrobé bitumineux a été mis en place directement sur un revêtement de pavés. Dans les villes anciennes, ce type d'empilement des types de chaussées au fil du temps est très fréquent.



Figure 1.7. Superposition de deux types de chaussées.
Les pavés constituaient l'ancienne couche de surface, ensuite recouverte par une couche d'enrobé bitumineux. Photographie prise à Paris (Porte de Saint-Cloud) en mars 2021. © A. Herbreteau

3.2.2. Le bitume et le béton, deux matériaux incontournables de la chaussée

Le bitume tel qu'étudié ici désigne le produit de la distillation d'un pétrole brut (Figure 1.8) et est réputé pour sa grande stabilité à la plupart des agents d'altération. C'est un mélange organique, composé principalement de C (entre 82 et 88%) et d'hydrogène (entre 8 et 11%), ainsi que d'oxygène (dans des proportions variant selon le vieillissement du bitume), de soufre et d'azote dans des proportions plus faibles. Il contient également des métaux en traces, comme le nickel, le fer ou le vanadium (Tableau 1.5). Il n'est pas soluble dans l'eau, mais l'est dans des solvants organiques comme le toluène, le *n*-heptane ou le dichlorométhane (DCM) (Lesueur, 2009). S'il existe de nombreuses manières de caractériser le bitume, le fractionnement chimique en 4 fractions principales (sur la base de leur solubilité dans divers solvants organiques) dites « SARA », pour « *Saturates, Aromatics, Resins, Asphaltenes* » permet de simplifier l'appréhension de cette substance complexe, et d'en déduire des informations sur les propriétés rhéologiques et le degré de vieillissement du matériau en question. Les propriétés des bitumes, et donc la part des fractions SARA varie en fonction des pétroles bruts, mais également des pratiques de raffinage. Cette variabilité est une limite à la représentativité des études portant sur les bitumes, dont les résultats dépendent en partie de l'échantillon étudié. Le chauffage du

bitume à haute température le rend malléable, et son malaxage avec des granulats et additifs permet d'obtenir, une fois refroidi, de l'enrobé bitumineux (un matériau solide à température ambiante).

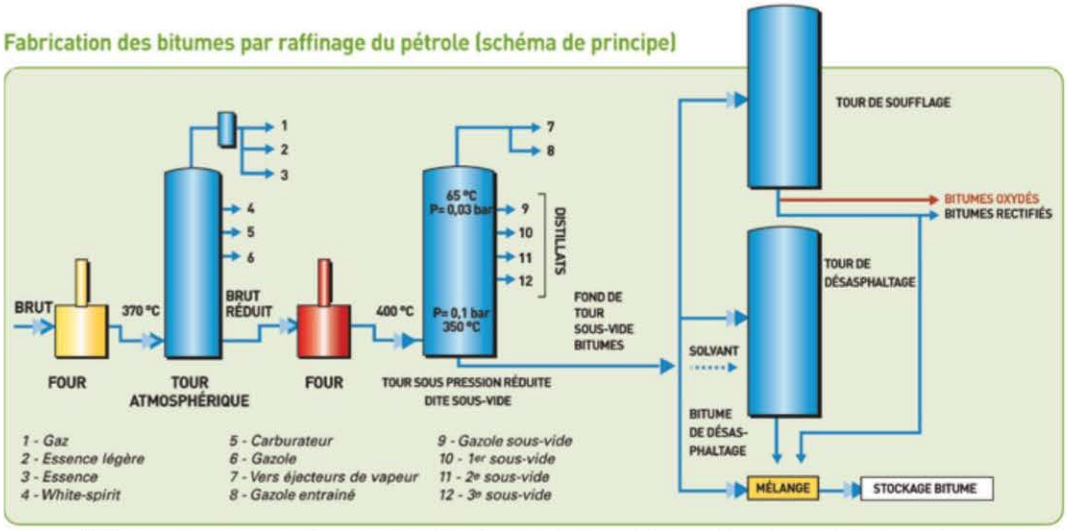


Figure 1.8. Les étapes du raffinage du pétrole aboutissant à la production de bitume (Groupement professionnel des bitumes, 2009)

La masse molaire, le nombre de cycles aromatiques, la polarité (Lesueur, 2009) et la viscosité (Polo-Mendoza et al., 2022) des fractions vont croissant des saturés (le S de « SARA ») jusqu'aux asphaltènes (le dernier A de « SARA »). A elles seules, les fractions aromatiques et résines représentent au moins les deux tiers de la masse totale du bitume (Lesueur, 2009 ; Polo-Mendoza et al., 2022). Il faut noter que l'utilisation du goudron (matériau issu du charbon) pour la conception des routes est interdite depuis 1993, bien que le terme soit passé dans le langage courant pour désigner, à tort, des revêtements hydrocarbonés comme l'enrobé bitumineux ou l'asphalte coulé, lui aussi à base de bitume.

	Carbon: % w	Hydrogen: % w	Nitrogen: % w	Sulfur: % w	Oxygen: % w	Nickel: ppm	Vanadium: ppm
Range	80.2–84.3	9.8–10.8	0.2–1.2	0.9–6.6	0.4–1.0	10–139	7–1590
Average	82.8	10.2	0.7	3.8	0.7	83	254
	Iron: ppm	Manganese: ppm	Calcium: ppm	Magnesium: ppm	Sodium: ppm	Atomic ratio: H/C	
Range	5–147	0.1–3.7	1–335	1–134	6–159	1.42–1.50	
Average	67	1.1	118	26	63	1.47	

Tableau 1.5. Les principaux éléments présents dans le bitume (Hunter et al., 2015).

Le béton est un matériau composite fabriqué à base de granulats et d'un liant hydraulique, pouvant intervenir dans différentes couches de la chaussée. Les revêtements à base de liant hydraulique désignent ainsi le mélange d'un liant (souvent le ciment), de granulats de différentes tailles, d'eau et d'adjuvants. Ce mélange est réalisé en centrale de malaxage, selon des proportions qui diffèrent avec les usages projetés. Le ciment est fabriqué à partir de matériaux carbonatés ($CaCO_3$) et d'argiles minérales broyés finement et chauffés à une température de 1450 °C, opération permettant d'aboutir à du « clinker », auquel l'ajout d'autres matériaux (laitier, gypse, cendres) confère les propriétés souhaitées. Les hautes températures requises d'une part, et la décarbonatation du $CaCO_3$ en CaO et

CO_2 lors de la cuisson d'autre part, font que la production du ciment est à l'origine de 7% des émissions mondiales de CO_2 (Global Cement and Concrete Association, 2021)

3.2.3. Typologie des matériaux du revêtement de scellement

Les revêtements de scellement sont constitués de granulats mélangés à un liant, les granulats représentant en général 95 % (masse) du matériau final (Barillot et al., 2020). Le liant a pour fonction d'agglomérer les granulats et détermine souvent ses propriétés géotechniques. La littérature professionnelle a l'habitude de classer les revêtements de chaussée selon le type de liant utilisé (hydrocarboné ou hydraulique), en accord avec leur besoin de connaissances sur les propriétés géotechniques des matériaux qu'ils utilisent.

3.2.3.1. Éléments de définition

Nous appellerons revêtement, la partie indurée du sol sur laquelle s'exercent les activités anthropiques pour lesquelles il a été conçu. Dans la structure de la chaussée présentée ci-dessus, le revêtement correspond à la couche de roulement, qui est la dernière couche composant la chaussée. Nous avons fait le choix de ne pas intégrer la couche de liaison à cette définition du revêtement, parce que ce n'est pas directement sur elle que s'exercent les activités anthropiques. De plus, dans les faits, toutes les chaussées n'incluent pas de couche de liaison. Afin de faciliter la compréhension du lecteur, nous emploierons simplement l'expression « revêtement de scellement » pour désigner les matériaux composant la couche de scellement.

3.2.3.2. Typologie selon l'occupation du sol

On peut classer les revêtements de scellement de nombreuses manières, dont la plus évidente consiste à tenir compte du type d'occupation du sol sur lequel ils sont présents. Cette classification est utilisée par le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (Pellerin et al., 2020). Appliquée aux revêtements de scellement, elle correspond aux catégories utilisées dans l'enquête *Teruti-Lucas* : route, autoroute, place, parc de stationnement, trottoir, ronds-points, tarmac d'aéroport, terrain militaire.

3.2.3.3. Typologie selon les matériaux principaux : liants et granulats

Il est ensuite possible de classer les revêtements de scellement selon les matériaux qui les composent. Nous n'avons pas trouvé dans la littérature grise de critères clairs pour distinguer les nombreux types de matériaux à base de liants bitumineux qui y sont décrits, mais avons pu dégager de nos lectures les deux types de classification suivantes (Barillot et al., 2020; Groupement professionnel des bitumes, 2013) :

- Classification selon la technique de production : enrobés à chaud, enrobés tièdes ou semi-tièdes, enrobés à froid, graves-émulsion, asphalte coulé.

- Classification selon les propriétés du matériau et des objectifs qui lui sont assignés : bitumes routiers de grade dur, bitumes multigrades, bitumes modifiés par des polymères, liants clairs, bitumes fluxés, béton bitumineux semi grenu (BBSG), béton bitumineux très mince (BBTM), grave-bitume (GB), enrobé à module élevé (EME).

Les bitumes modifiés par des polymères sont « des bitumes purs dont les propriétés rhéologiques sont modifiées lors de la fabrication par l'ajout de polymères. Les polymères sont des macromolécules organiques soit d'origine naturelle soit synthétiques issues de la pétrochimie. (…) Les proportions de polymères introduits dans la fabrication des bitumes modifiés varient de 2 % pour les bitumes faiblement modifiés à 8 % pour les bitumes fortement modifiés. » (Barillot et al., 2020)

Pour les revêtements à base de liants hydrauliques, Barillot et al. (2020) proposent plusieurs classifications :

- Classification selon le type de liant hydraulique auquel sont mélangés les granulats composant la chaussée : ciment, laitier, cendre volante, liant hydraulique routier. Il faut noter que dans tous ces mélanges, le ciment reste à chaque fois le composant principal.
- Classification selon le mode de fabrication et les propriétés recherchées : béton pervibré, béton fluide, béton compacté, béton poreux, béton de sable, béton de fibre.

Ces typologies étant surtout à vocation opérationnelle, elles sont peu pertinentes pour améliorer notre connaissance sur ces matériaux, car elles ne fournissent pas d'informations sur l'état (composition, structure) et le devenir (microsites réactifs, facteurs d'altération) des revêtements de scellement.

Les granulats sont un ensemble de grains minéraux de diamètres variables. La réglementation (AFNOR, 2021) différencie 4 classes granulométriques. Les fines (ou filler) ont un diamètre compris entre 0 et 0,063 mm. Pour les sables, gravillons et graves, leurs bornes dimensionnelles ne sont pas les mêmes selon les classes de matériaux (béton et mortier, mélanges bitumineux et enduits, matériaux traités et non traités). Pour ces trois types de matériaux, les sables ont un diamètre compris entre 0 et 6,3 mm, les gravillons un diamètre compris entre 1 et 63 mm, et les graves un diamètre compris en 0 et 90 mm. Ces différentes classes granulométriques sont obtenues à partir du concassage des matériaux originels (Barillot et al., 2020).

D'après Barillot et al. (2020), les granulats peuvent être naturels, recyclés ou artificiels.

- Naturels : différents types de roches, alluvionnaires ou massives, et au sein des roches massives, carbonatées ou non. Ils nécessitent un concassage pour atteindre les propriétés souhaitées. Ils représentent la grande majorité des granulats utilisés pour la construction de chaussées.
- Recyclés : matériaux de déconstruction de bâtiments, ouvrages d'art ou de chaussée. Il s'agit de matériaux pouvant servir pour le terrassement, la plateforme support de chaussée (graves), ou pour les couches d'assise de la chaussée (fines et graves) (Institut Des Routes, des Rues et des Infrastructures pour la Mobilité, 2022).
- Artificiels : co-produits de l'industrie (laitiers de hauts-fourneaux, d'aciéries, sables de fonderies), co-produits de l'industrie minière (schistes houillers), résidus d'incinération de déchets (mâchefers d'incinération de déchets non dangereux, MIDND). Ces derniers sont

utilisables à des conditions variant selon les régions, tandis que les premiers peuvent être utilisés en assise de chaussée, en graves traitées ou non aux liants hydrauliques, ou bien comme granulats pour enrobés bitumineux dans la couche d'assise. La nature des matériaux utilisés est fortement dépendante du gisement local.

Ces trois types de granulats font l'objet d'une norme régissant les caractéristiques qu'ils doivent remplir pour être utilisés dans les enrobés bitumineux (AFNOR, 2003). Elle prescrit seulement une « description pétrographique simplifiée » pour les caractéristiques chimiques, sans contrainte spécifique, rendant ainsi complexe d'effectuer une description générique. D'autres caractéristiques chimiques comme « la stabilité volumique, la désintégration du silicate bi-calcique, et la désintégration du fer » sont exigées pour les granulats issus de laitiers de hauts-fourneaux (Barillot et al., 2020).

Il y a dans les faits une multitude de cas d'utilisations possibles des différents types de granulats, variant selon le gisement local, la réglementation édictée par certaines régions, les propriétés attendues des chaussées et la nature de leur liant (organique ou hydraulique), rendant une énumération exhaustive impossible. Étant donné cette importante variabilité, notre typologie, qui se veut la plus représentative possible des revêtements de scellement que l'on trouve à l'échelle nationale, peut donc difficilement se fonder sur les granulats.

Il existe d'autres types de revêtements, en plus de ceux à base de bitume ou de ciment, qui contribuent au scellement des sols. Leur description est disséminée dans la littérature professionnelle *ad hoc* (paysagisme, voirie urbaine) et permet d'obtenir un aperçu plus large des différents types de revêtements de scellement existants. Cependant, leur usage n'est pas assez répandu pour justifier d'y consacrer une description détaillée. Pour un aperçu plus complet sur le sujet, il est recommandé de se référer à un rapport auquel nous avons contribué dans le cadre du projet Ademe DESSERT (Schwartz et al., 2025).

3.2.3.4. Proposition d'une typologie

Il est possible de classer les divers revêtements de scellement en se fondant sur la nature chimique du liant associé (ou non). C'est le choix que nous avons fait dans la typologie suivante (Tableau 1.6), inspirée en partie de celle proposée par Dagois & Cheval (2021). En l'état actuel de nos connaissances, c'est cette typologie que nous retiendrons.

Nature du liant	Nom du revêtement de scellement	Composition liant	Type d'aménagement et voirie
Liant organique	Enrobé bitumineux	Bitume	Route, trottoir, parking, piste aéroport, place
	Asphalte (coulé)	Bitume	Trottoir, parking
	Emulsion de bitume	Bitume	Route
	Enduit superficiel	Bitume	Route
	Enrobé à base de liant végétal	Liant végétal	Route, trottoir
	Béton de résine	Polyester ou polyépoxyde (« époxy »)	Zones piétonnes, ou pour véhicules légers (parcs, voies douces)
Liant hydraulique	Sable stabilisé / stabilisé renforcé	Polyépoxyde (« époxy »)	Zones piétonnes, ou pour véhicules légers (parcs, voies douces)
	Béton (de ciment)	Ciment, laitier, cendre volante	Chemins ruraux, pistes cyclables, sols industriels, espaces urbains à faible trafic, voiries à fort trafic
	Sable stabilisé / stabilisé renforcé	Ciment, chaux, argile (liant minéral)	Zones piétonnes, ou pour véhicules légers (parcs, voies douces)
Sans liant	Sable stabilisé	-	Zones piétonnes, ou pour véhicules légers (parcs, voies douces)
	Revêtement modulaire (pavés)	Joints sable, parfois avec un liant	Places, trottoirs, centres historiques
	Revêtement modulaire (dalles)	Joints sable, parfois avec un liant	Places, esplanades

Tableau 1.6. Typologie des revêtements de scellement, inspirée de Dagois & Cheval (2021).

Une autre typologie pourrait être obtenue en se fondant sur les caractéristiques chimique, physique et agronomique du substrat que constituent les granulats et leur liant. La grande diversité des revêtements de scellement, dont le tableau ci-dessus donne un aperçu, ainsi que l'inégale contribution des différents types de matériaux au scellement des sols (il y a beaucoup moins de routes en béton de résine qu'en enrobé bitumineux) rend toutefois cette entreprise peu pertinente.

Il nous reste désormais à préciser notre objet d'étude, en identifiant un ou des matériaux représentatifs des revêtements de scellement susceptibles de contribuer au cycle du C des sols descellés.

3.2.3.5. Matériaux secondaires

De nombreux composés peuvent être ajoutés lors de la fabrication des revêtements de scellement, afin d'en améliorer les propriétés : ce sont les additifs. S'agissant de produits faisant souvent l'objet de brevets, il n'est pas possible d'en connaître la composition exacte. Une base de données (Roadmat, s. d.) répertorie plus d'un millier d'additifs commercialisés pour tous les types des matériaux routiers. Les principaux additifs utilisés dans les mélanges à base de liant bitumineux sont classés selon leurs fonctions (Tableau 1.7).

Nom de l'additif	Fonction	Nature et description chimique	Dosage dans l'enrobé	Part des enrobés concernés (France)	Sources
Polymères	Amélioration propriétés élastiques du bitume	Composés organiques synthétiques : Styrène-butadiène-styrène (SBS), styrène-butadiène (SB), styrène-butadiène rubber (SBR), styrène-isoprène-styrène (SIS)	2 %-8 %	10 %	Barillot et al., 2020
	Amélioration module de rigidité et température au point de ramollissement du bitume	Composés organiques synthétiques : Ethylène-acétate de vinyle (EVA)			
	Amélioration intervalle de plasticité des émulsions de bitume	Composé organique naturel : latex			
	Diminution pénétrabilité, augmentation point de ramollissement du bitume, amélioration solidité enrobé ; augmentation solidité et absorption bruit enrobé	Composés organiques synthétiques : poudrette de caoutchouc (pneumatiques broyés après déferrage et défibrage)			
Dopes d'adhésivité	Agent tensioactif améliorant l'adhésivité liant-granulat	Composés organiques synthétiques : amines, composés chimiques contenant des amines, silanes	< 1 % en masse	-	Barillot et al., 2020
Agents tensioactifs (émulsions de bitume)	Facilitation de la mise en émulsion du bitume (diminution de la température requise) et stabilisation de l'émulsion	Composés organiques synthétiques : émulsion cationique à base d'amine	-	Toutes les émulsions de bitume	Barillot et al., 2020
Fluxuants (huile)	Réduction de la viscosité du liant	Composés organiques synthétiques ou naturels : huiles provenant de la distillation du pétrole ou du goudron de houille, ou huiles végétales	-	Bitumes fluxés : "20 % environ des surfaces d'enduits superficiels"	Barillot et al., 2020
Antioxydants	Réduction de la susceptibilité de l'enrobé au vieillissement à long-terme : piégeurs de radicaux libres, inhibiteurs de peroxydes, boucliers à radiations, absorbants de rayonnements UV	Composés organiques synthétiques, principalement les suivants : amines, phénols encombrés (*hindered phenols)*, phosphanates, organozinciques	0,5 %-10 %	-	Barillot et al., 2020
Fluidifiant (solvant)	Réduction de la viscosité du liant	Hydrocarbure : kérosène	-	-	Barillot et al., 2020
Fibres d'amiante	Augmentation de la résistance à l'usure du revêtement	Composés minéraux : actinolite (amiante naturel) et chrysotile (amiante artificiel)	-	-	Dires d'expert (Abtahi et al., 2010)

Tableau 1.7. Les principaux additifs utilisés dans les mélanges à base de liant bitumineux.
Les cellules entourées en rouge signalent les additifs qui ne sont plus utilisés en France aujourd'hui.

3.2.1. Part des différents types de revêtements de scellement

A l'échelle mondiale, plus de 80 % des chaussées sont construites en matériaux bitumineux (Polo-Mendoza et al., 2022; X. Zhang et al., 2021), cette valeur n'étant cependant sourcée dans aucune des

deux publications. A l'échelle française, si une simple déambulation sur les routes permet de faire l'hypothèse raisonnable que la majorité des revêtements sont à base de liants bitumineux, il n'existe pas pour autant de statistiques officielles sur les proportions respectives des différents matériaux répertoriés ci-dessus. Notre recherche bibliographique a permis de mettre à jour une seule valeur : d'après le magazine InfoBitume, édité par Eurobitume (Groupement professionnel des bitumes, 2013), une association représentant les intérêts des industriels du secteur, « 95 % du réseau routier français est constitué de matériaux bitumineux. » La source de cette valeur n'est pas non plus donnée. Les raisons pour lesquelles les liants hydrocarbonés (bitume) sont privilégiés pour les revêtements de chaussée tiennent à leurs propriétés spécifiques (voir section 3.2.2) : forte adhérence aux granulats, hydrophobie et imperméabilité préservant la chaussée des dégâts de l'eau, plasticité à haute température facilitant la pose des matériaux bitumineux et forte récalcitrance face à la plupart des agents de dégradation.

D'après Barillot et al. (2020), les liants hydrauliques sont « globalement supplantés par les liants hydrocarbonés dans l'industrie routière ». Selon lui, outre leur emploi dans les revêtements de chaussée (avec souvent une seule couche regroupant couches de base et de roulement), les liants hydrauliques peuvent être utilisés dans les travaux de terrassement (amélioration et stabilisation des sols naturels), l'assise de chaussée et les équipements de la route (dispositifs de retenue et ouvrages d'assainissement). La part que représentent les revêtements à base de liant hydraulique n'est donc pas connue, pas plus que celle des revêtements sans liant.

Il est en revanche possible de donner une estimation de la surface des revêtements de scellement à base de liant bitumineux. Pour rappel, dans l'enquête *Teruti-Lucas*, les sols revêtus désignent les routes, autoroutes, places, ronds-points et parcs de stationnement. En faisant l'hypothèse prudente que les routes, autoroutes, places et parcs de stationnement représentent 90 % des sols revêtus et en admettant que ces différentes occupations de sol sont assimilables à des chaussées (et plus précisément à des couches de roulement de chaussées), alors elles représenteraient 12 560 km². Dans cette surface, 11 932 km² seraient recouvertes de matériaux bitumineux, en reprenant la valeur de 95 % donnée par Eurobitume. Cette prépondérance des matériaux bitumineux justifie de concentrer nos efforts de recherche sur ces matériaux à base de liant bitumineux.

3.2.2. Les matériaux sous-jacents au revêtement de scellement

Si on considère la structure de la chaussée (voire section 3.2.1), les matériaux sous-jacents au revêtement de scellement sont constitués de l'ensemble des matériaux contenus dans les couches placées au-dessous de la couche de roulement. On peut regrouper ces matériaux en deux catégories : les matériaux ayant un rôle dans la structure de chaussées et les matériaux assurant des fonctions autres (ou n'assurant aucune fonction prédéfinie).

Les matériaux jouant un rôle dans la structure de la chaussée :

- Toutes les classes de granulats décrites ci-dessus, dont la nature chimique (basique ou acide) dépend du gisement local (lieu de dépôt ou carrière la plus proche du chantier). Ces granulats peuvent être utilisés pour confectionner un béton de ciment ou un enrobé bitumineux (couches de liaison, de base, de fondation). On parle parfois de « graves » pour désigner un mélange de granulats de granulométries variables, ces graves pouvant être traitées ou non (« graves non traitées », GNT) avec un liant.

- Liants organiques (surtout bitumineux) ou hydrauliques (surtout du ciment) servant à stabiliser les couches constitutives de la chaussée.
- Sable pur (*e.g.* pour un lit de pose de pavés).
- L'ensemble des matériaux constituant le sol préexistant, et sur lesquels repose la chaussée : roches indurées ou non (matériau géologique) ou restes de sol (matériau pédologique).
- Mâchefers d'incinération des déchets non dangereux (MIDND), pouvant être valorisés dans la structure de la chaussée (couche d'assise) (Dabo, 2008). Ils contiennent majoritairement de la silice (Si) et de l'aluminium (Al), des carbonates de calcaire et de la chaux, ainsi que de nombreux métaux à l'état de traces (RECORD, 2015). Le taux d'emploi de ces matériaux dans les chaussées n'est pas connu.
- L'ensemble des accessoires utilisés par les professionnels dans la confection de la chaussée : géotextiles (tissus perméables utilisés pour empêcher la fraction fine d'être lessivée), géomembranes (tissus imperméables utilisés pour étanchéifier un ouvrage), acier constitutif du béton armé, géogrilles pour revêtements souples, etc.

Une diversité de matériaux assurant des fonctions autres (Figure 1.9) :

- Réseaux enterrés divers : télécommunications (fibre optique, cuivre), gaz, électricité, eau potable, eaux usées.
- Grillage avertisseur signalant la présence d'un ou plusieurs de ces réseaux lors de l'ouverture de nouvelles tranchées.
- Déchets divers laissés lors du rebouchage des trous.



Figure 1.9. Tranchée de travaux à Nancy (2023).
Outre les pavés de l'ancienne chaussée, on peut voir des conduites d'eau, d'électricité et de gaz, ainsi que leurs grillages avertisseurs. © A. Herbreteau

3.2.3. Le carbone dans les revêtements de scellement et matériaux sous-jacents

On l'a vu, l'étude des sols scellés se focalise surtout sur le sol sous-jacent, excluant la plupart des temps les matériaux d'origine anthropique. Le développement suivant concerne justement tous ces matériaux habituellement non considérés comme partie intégrante du *solum* des sols scellés. Le solum est défini comme « une tranche verticale d'une couverture pédologique observable dans une fosse ou une tranchée. » (AFES, 2008)

Le carbone peut être présent dans de multiples éléments de la chaussée. Considérons d'abord les liants, qui incluent tous du C dans des proportions variables. Pour les liants organiques, le bitume est

composé d'au moins 80 % de carbone dans sa masse (Tableau 1.5) (Hunter et al., 2015). Ces liants bitumineux peuvent contenir des additifs, majoritairement de nature organique (molécules synthétiques), et essentiellement composés de carbone eux aussi. Les autres liants existants (Tableau 1.7), d'origine naturelle ou synthétique, sont également composés majoritairement de C, sans que leur teneur totale en cet élément ne puisse être précisément établie. Pour les liants hydrauliques, le ciment contient des silicates de calcium, mais pendant la durée de vie des matériaux à base de ciment, une re-carbonatation progressive est observée sous l'effet du CO_2 atmosphérique, à l'origine de leur fragilisation (Šavija & Luković, 2016).

Les trois catégories de granulats, naturels, recyclés ou artificiels, peuvent également renfermer du C dans des proportions variables. Du carbone inorganique est également présent en proportions variables dans les granulats naturels issus de l'exploitation de matériaux carbonatés : granulats « silico-calcaire » (Barillot et al., 2020). On peut en retrouver également, sous forme de carbonate de calcium, dans les granulats recyclés issus pour la plupart de la déconstruction de bâtiments et de chaussées en béton de ciment (après re-carbonatation). Enfin, il peut y en avoir aussi dans les MIDND sous forme de calcaire ($CaCO_3$) (CEREMA, 2016). Il faut également noter la présence possible dans ces MIDND de CO ayant « échappé » à l'incinération (essentiellement cellulose et lignine), dans des proportions qui doivent réglementairement être inférieures à 3% en masse (RECORD, 2015).

Du CO sous forme de liant bitumineux se trouve à la surface des agrégats d'enrobés, qui sont issus du recyclage des couches supérieures des chaussées et de diverses autres sources (voir section 4.3.1). Ces agrégats d'enrobés sont intégrés dans la formulation d'enrobés bitumineux neufs en tant que granulats, dans des proportions qui varient selon le type de produit convoité et les pratiques des entreprises.

Si on se reporte aux estimations de la surface occupée par les enrobés bitumineux faites ci-dessus, on constate que l'essentiel du CO est contenu dans les revêtements de scellement bitumineux et plus précisément dans le liant. Du carbone sous forme inorganique pourrait également se trouver dans les granulats et les graves des horizons sous-jacents, du fait de la re-carbonatation progressive de ces matériaux. Nous avons fait le choix de porter notre attention sur les revêtements de scellement et leur potentiel rôle dans la dynamique du C des sols (de)scellés. C'est pourquoi les revêtements de scellement à base de liants bitumineux et plus précisément les enrobés bitumineux, constituent le revêtement d'intérêt de cette thèse. Ils seront l'objet principal des développements qui vont suivre. De plus, notre intérêt se bornera au carbone organique, et nous nous ne traiterons pas du cycle bien spécifique du carbone inorganique.

3.3. Nomenclature des sols scellés

3.3.1. Termes utilisés dans la littérature scientifique et définition

Dans la littérature, les *Ekranic Technosols* ou Anthroposols scellés, noms pédologiques des sols imperméabilisés, sont souvent désignés autrement. En français « sol scellé » et « sol imperméabilisé » sont souvent employés comme synonymes. De même, en anglais, *impervious*, *impervious-covered soil* (Wei et al, 2014a et 2014b), *capped soil* (Edmonson et al, 2012) et *sealed soil* sont employés indifféremment. Ainsi, *sealing*, « scellement » et « imperméabilisation » désignent le même processus.

L'imperméabilisation (sealing) est une notion d'hydrologie désignant le fait d'empêcher le sol d'être traversé (ou drainé) par l'eau. La perméabilité d'un sol est « l'aptitude d'un réservoir à se laisser traverser par l'eau sous l'effet d'un gradient hydraulique » (Castany, 1982). Appliquée à l'étude des sols,

l'imperméabilisation ou le scellement d'un sol désignent le processus de couverture avec un matériau artificiel empêchant en partie ou complètement les échanges de matière et d'énergie entre le dessus et le dessous. Dans de telles circonstances, la pédosphère, interface entre l'atmosphère, l'hydrosphère, la biosphère et la lithosphère, n'est plus le siège de ces échanges et perd de ce fait son fonctionnement autonome au profit d'un fonctionnement entièrement anthropo-déterminé.

La désimperméabilisation est l'action qui vise à améliorer ou rétablir complètement la perméabilité hydrique du sol. Le terme « descellement » (*unsealing* ou *desealing* en anglais) est souvent utilisé comme synonyme de « désimperméabilisation ». Pourtant, le descellement est une notion plus large que la désimperméabilisation, car en plus de rendre au sol sa perméabilité et d'y rendre possible à nouveau des échanges de matière et d'énergie, il vise « l'amélioration d'autres fonctionnalités du sol, et permet de développer de nouveaux usages (des espaces verts et/ou des zones de gestion des eaux de pluie) » (Schwartz et al., 2025). Dans cette thèse, les termes « sols scellés » et « descellement des sols » seront préférés aux termes « sols imperméabilisés » et « désimperméabilisation des sols », cela afin de ne pas mettre l'accent sur la seule hydrosphère et d'inclure dans notre propos l'ensemble des compartiments actifs au sein de la pédosphère et les fonctions écologiques et services écosystémiques associés dans leur globalité.

Le matériau à l'origine du scellement et pouvant être retiré dans le cadre d'un descellement, peut être un simple revêtement (cas des chaussées) ou une infrastructure plus complexe (bâtiment, rond-point) (Burghardt, 2006; Tobias et al., 2018). L'intensité de l'imperméabilisation peut varier (gradient), ce qui veut dire que certains revêtements (par exemple des pavés de pierres naturelles avec joints sableux) sont moins imperméabilisants que d'autres (par exemple un enrobé bitumineux).

3.3.2. Classification pédologique des sols scellés

La classification de l'Union Internationale des Sciences du Sol (World Reference Base for Soil Ressources, WRB) inclut depuis 2006 (Filipov & Chiorescu, 2021) les sols très anthropisés, dont font partie les sols scellés, sous le vocable de Technosols. Pour rappel, il s'agit de sols dont les « propriétés et la pédogenèse sont dominées par leur origine technique » (WRB, 2022). Ils contiennent des artéfacts en quantité importante (au moins 20 % en volume ou en masse dans le premier mètre de profondeur du sol), ou sont scellés par un matériau technique dur (*Ekranic Technosol*), ou encore contiennent une géomembrane (*Linic Technosol*). Les artéfacts sont des substances liquides ou solides présentes dans un sol, ayant la particularité d'avoir été apportées ou modifiées par les activités humaines et dont les propriétés chimiques et minéralogiques sont proches de ce qu'elles étaient lorsqu'elles ont été fabriquées, modifiées ou excavées. *Ekranic Technosol* est donc la classification utilisée par la pédologie pour désigner les sols scellés, francisée en Technosol ékranique (écran). Dans la suite de ce travail, nous utiliserons « Technosol ékranique » et « sol scellé » comme des synonymes.

En outre, des auteurs (Burghardt & von Bertrab, 2016) ont proposé le terme de *Diammeisol* (dialeimmic Technosol) pour distinguer les sols revêtus conservant une certaine perméabilité (à la différence des Ekranic Technosols). Il s'agit de sols revêtus de pavés ou de dalles, régulièrement séparés par des joints poreux constitués de sable (et potentiellement de liants comme le ciment) enrichis en poussières (de granulométrie inférieure à 0,1 mm) minérales et organiques– ces interstices sont soumis à une évolution pédogénétique au cours du temps, avec notamment la formation d'un micro-horizon Ah en surface. A ce jour, cette catégorie, décrite par le groupe de travail « Sols Urbains » de la société allemande d'étude des sols, n'a pas été reprise par la WRB.

En France, le Référentiel Pédologique (RP) (AFES, 2008) regroupe les sols imperméables sous le vocable d'Anthroposols scellés. Les Anthroposols sont des « sols fortement modifiés ou fabriqués par l'Homme », et le terme scellé « qualifie un solum dont la surface est « fermée » par un revêtement de chaussée (goudron, ciment, pavés) ». Le RP ne différencie pas non plus les sols pavés des sols entièrement scellés. De tels sols appartiennent à la catégorie des Anthroposols artificiels, qui résultent « entièrement d'apports par l'Homme de matériaux variés ». Ces termes permettent de décrire des profils (Figure 1.10), mais ne sont pas toujours utilisés dans la littérature scientifique. C'est pourquoi Allory et al. (2021) recommandent aux auteurs de publications sur les Technosols de nommer systématiquement les sols qu'ils étudient selon la nomenclature WRB.

Séré (2018) remarque qu'à la différence des sols naturels, les classes des Technosols et Anthroposols ne décrivent « en rien le fonctionnement et la dynamique d'évolution de ces sols ». Ils renseignent seulement sur leur état initial, et livrent des détails sur la composition des matériaux parentaux d'origine anthropique. Technosols et Anthroposols pourraient être utilisés comme synonymes, même si les qualificatifs qui s'y appliquent ne sont pas identiques entre la classification internationale et le référentiel pédologique français. Par la suite, nous préférerons le terme Technosol, qui est le plus utilisé par la communauté scientifique internationale et permettra donc d'assurer une plus large visibilité à ce travail.

Une distinction importante dans la classification internationale, remarquée par Allory (2022), est l'introduction dans la troisième version de la WRB, sortie en 2014, d'une différence entre le carbone organique du sol et le carbone d'origine anthropique. Le carbone organique du sol est défini par la négative, comme « le carbone organique qui ne remplit par l'ensemble des critères définis pour les artéfacts ». Le carbone d'origine anthropique est donc forcément présent sous forme d'artéfacts dans le sol, et on peut lui appliquer les qualificatifs de *garbic* et *carbonic* pour le différencier du carbone organique du sol.

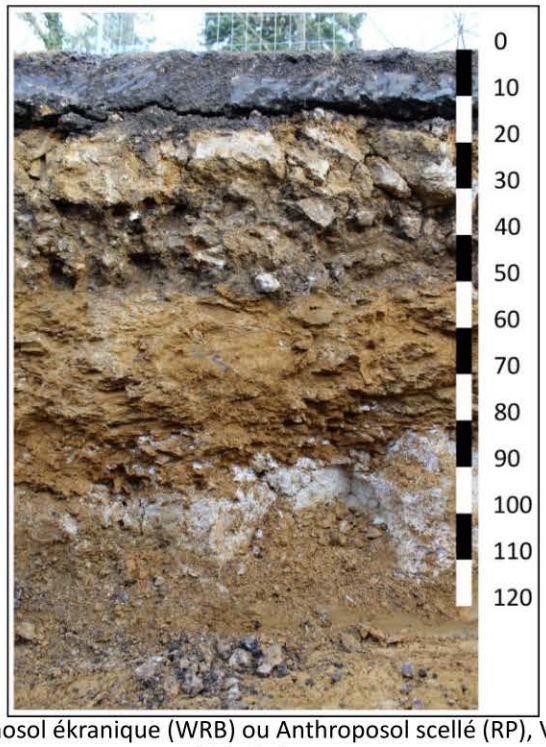


Figure 1.10. Profil d'un Technosol ékranique (WRB) ou Anthroposol scellé (RP), Vandœuvre-lès-Nancy (2024).
© A. Herbreteau

Cette troisième partie de l'état de l'art a montré que les sols scellés ont une emprise importante sur le territoire français, dont l'usage principal est celui de voirie pour le trafic de véhicules. Les connaissances issues de la littérature grise permettent d'appréhender ces sols du point de vue de la technique routière et renseignent sur la fonction support qu'ils assurent. Les artéfacts composant les sols scellés sont susceptibles de contenir du CO en quantités importantes mais non connues. Le terme de Technosol ékranique, avec lequel les sciences du sol désignent les sols scellés, permet de rendre compte des conséquences drastiques qu'a le scellement sur le fonctionnement de ces sols.

4. La gestion des sols (de)scellés par le génie pédologique

4.1. Définition du génie pédologique

Le Référentiel Pédologique français (AFES, 2008), définit le génie pédologique comme un ensemble d'opérations consistant en des « actes volontaires de fabrication d'un "sol" avec des objectifs précis, en particulier pour obtenir un milieu aussi fertile que possible dans le cadre d'opérations de végétalisation ». Parmi les classes de sols recensées dans ce référentiel, les Anthroposols reconstitués et les Anthroposols construits relèvent du génie pédologique. Il est intéressant de noter la prise de distance des auteurs, qui ont encadré le mot sol de guillemets. Cela montre qu'il ne va pas de soi (du moins en 2008, date de publication du référentiel) pour tous les pédologues que les réalisations du génie pédologique soient à proprement parler des sols. Dans la dernière version de la classification internationale qui date de 2022, le terme *pedological engineering*, pas plus que la notion de construction volontaire de sol, ne sont présents. Le concept ne semble pour l'instant utilisé qu'en France. Les procédés de génie pédologique ont en effet été particulièrement étudiées au sein du Laboratoire Sols et Environnement et du GISFI (projets Biotechnosol, LORVER, SITERRE, SITERRE II), auxquels cette thèse est rattachée.

Pour être qualifiés d'Anthroposols reconstitués, les sols en question doivent être réalisés à partir de matériaux pédologiques transportés (AFES, 2008), telle que de la « terre végétale », et éventuellement de matériaux géologiques. Il s'agit donc de matériaux récupérés lors de projets ayant conduit à la destruction de sols ou de matériaux géologiques. Ces types de sols sont fréquents en milieu urbain (jardins, parcs, espaces verts), où ils permettent de végétaliser des espaces insérés dans des projets de (ré)aménagement ou des projets immobiliers. Les Anthroposols construits (ou Technosols construits) sont quant à eux réalisés à partir de « matériaux technologiques », décrits comme des déchets (AFES, 2008) ou des co-produits industriels et urbains (Séré et al., 2017). Ils sont en tout cas le résultat d'une démarche de conception plus poussée que les Anthroposols reconstitués, car les matériaux utilisés ont des propriétés physico-chimiques moins favorables à l'accueil de la végétation et plus largement de biodiversité, qui reste l'objectif premier de leur réalisation. Comme le remarquent Séré et al., (2017), chaque Anthroposol construit est par nature unique car il s'adapte à la demande locale ainsi qu'aux déchets disponibles localement.

Pour ces deux classes de sol, l'objectif est qu'ils assurent des fonctions écologiques et rendent un maximum de services écosystémiques. On peut avancer que les Anthroposols reconstitués seront directement fonctionnels une fois mis en place, tandis que les Anthroposols construits pourraient ne pas être pleinement fonctionnels tout de suite, mais voir leurs fonctionnalités évoluer et potentiellement s'améliorer, du fait d'une évolution très rapide dans les premières années après la mise

en place (AFES, 2008 ; Séré et al., 2010). Les choix des matériaux, de leurs proportions d'utilisation, de leurs mélanges, de l'ordre de superposition des couches, seront réalisés en fonction des usages projetés et des propriétés que requièrent ces usages (Séré, 2018) (Figure 1.11).

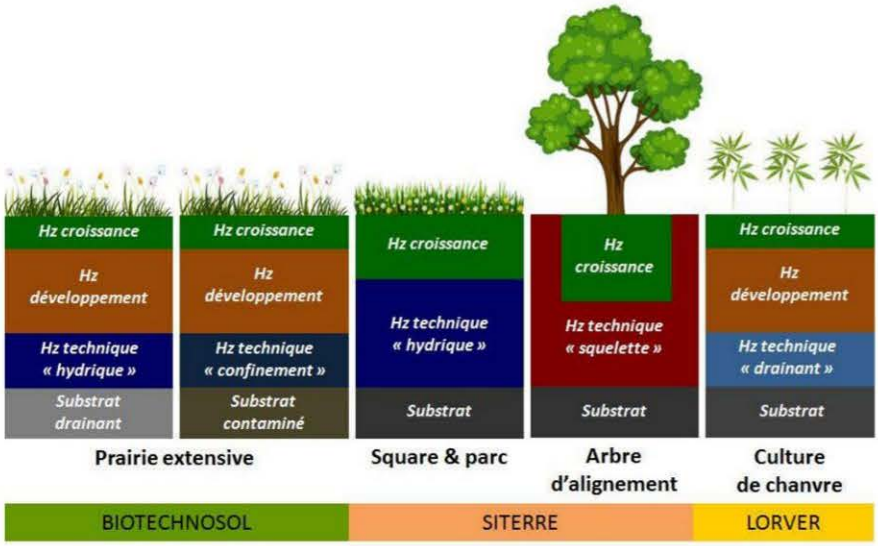


Figure 1.11. Profils de sols construits idéaux pour une variété d'usages et de situations (Séré, 2018).

4.2. Les différents modes de gestion des sols scellés menant à leur descellement

4.2.1. La non prise en charge des sols scellés : le descellement spontané

Avant toute chose, il faut rappeler que la majorité des sols scellés ont *a priori* vocation à le rester, car les activités dont ils sont le siège exigent la présence d'une surface indurée. Comme on l'a vu, le scellement d'un sol occasionne un très sévère ralentissement des dynamiques physiques, chimiques et biologiques qui ont lieu sous le revêtement de scellement, d'autant plus lorsqu'il coïncide avec l'export d'un ou plusieurs de ses horizons de surface. Pour autant, ces sols continuent d'évoluer, à des vitesses qui dépendront essentiellement de l'intensité des modes de gestion dont ils font l'objet. La plupart du temps, c'est l'entretien des sols scellés (balayage, désherbage, nettoyage à l'eau) qui permet de prolonger la durée de vie du revêtement de scellement, en dehors d'éventuels travaux de rénovation plus complète. Cependant, il existe un gradient d'intensité dans l'entretien des sols scellés.

Si pour les routes fréquentées, le passage quotidien des véhicules empêche le développement d'une végétation pionnière, des routes étroites, moins fréquentées et moins entretenues (routes de campagne) peuvent accueillir des zones végétalisées en leur centre. Il en va de même pour certaines zones des trottoirs peu voire pas fréquentées : pieds de murs (Figure 1.12a), espaces entre des poteaux, recoins. Pour les zones plus fréquentées des trottoirs, elles peuvent accueillir des espèces végétales tolérantes au piétinement (souvent des hémicryptophytes), avec un maintien au stade pionnier de la succession végétale (Lundholm, 2011).

En outre, il n'est pas rare de voir des racines de plantes parvenir à soulever la couche de scellement (Figure 1.12b), des plantes pousser à la faveur de fissures présentes dans les sols scellés, qui sont souvent récipiendaires de matériaux fins (poussière) et d'eau potentiellement chargée en éléments nutritifs mais également en polluants (Figure 1.12c, d). D'autres, à la faveur des drageons de leurs racines ou de l'élargissement de leur tronc (Figure 1.12e, f) parviennent à fracturer la couche de

scellement. Des surfaces plus importantes de sols scellés peu ou pas entretenues peuvent ainsi être progressivement recolonisées par les végétaux situés à proximité immédiate (Figure 1.12g, h).

Les sols scellés sont des milieux particulièrement stressants pour les végétaux : risque de submersion par l'eau lors d'épisodes pluvieux intenses, sécheresse prolongée en période estivale entrainant souvent le dépérissement des peuplements végétaux, augmentation localisée de la température, en particulier pour les surfaces de couleur sombre comme les revêtements bitumineux, qui possèdent un très faible albédo. Pour ces raisons, Wheater (2020) note que les végétaux qui y poussent peuvent avoir un aspect rabougri.

Ces sols scellés accueillant de la végétation peuvent donc être comparés à des sols jeunes au sein desquels débute le processus d'altération du matériau parental, en l'occurrence un revêtement de scellement. L'épaisseur limitée de la couche de scellement et la présence sous-jacente d'horizons plus poreux (sous-couches de chaussée, horizons d'ancien sol) font que les trajectoires de pédogenèse de tels sols scellés seront différentes de celles de sols naturels. Bien que l'absence d'entretien des sols scellés ne relève pas au sens strict du génie pédologique (qui exige des « actes volontaires »), cette non-action aboutit malgré tout, à plus ou moins long terme, à un descellement. C'est donc en considération de ce résultat final (le descellement) que nous envisageons l'absence d'entretien d'un sol scellé et le développement consécutif d'une végétation spontanée comme un des devenirs potentiels des sols scellés. Nous qualifions un tel scénario de descellement spontané. Les autres pratiques de gestion des sols scellés incluent toutes une action volontaire d'origine anthropique.

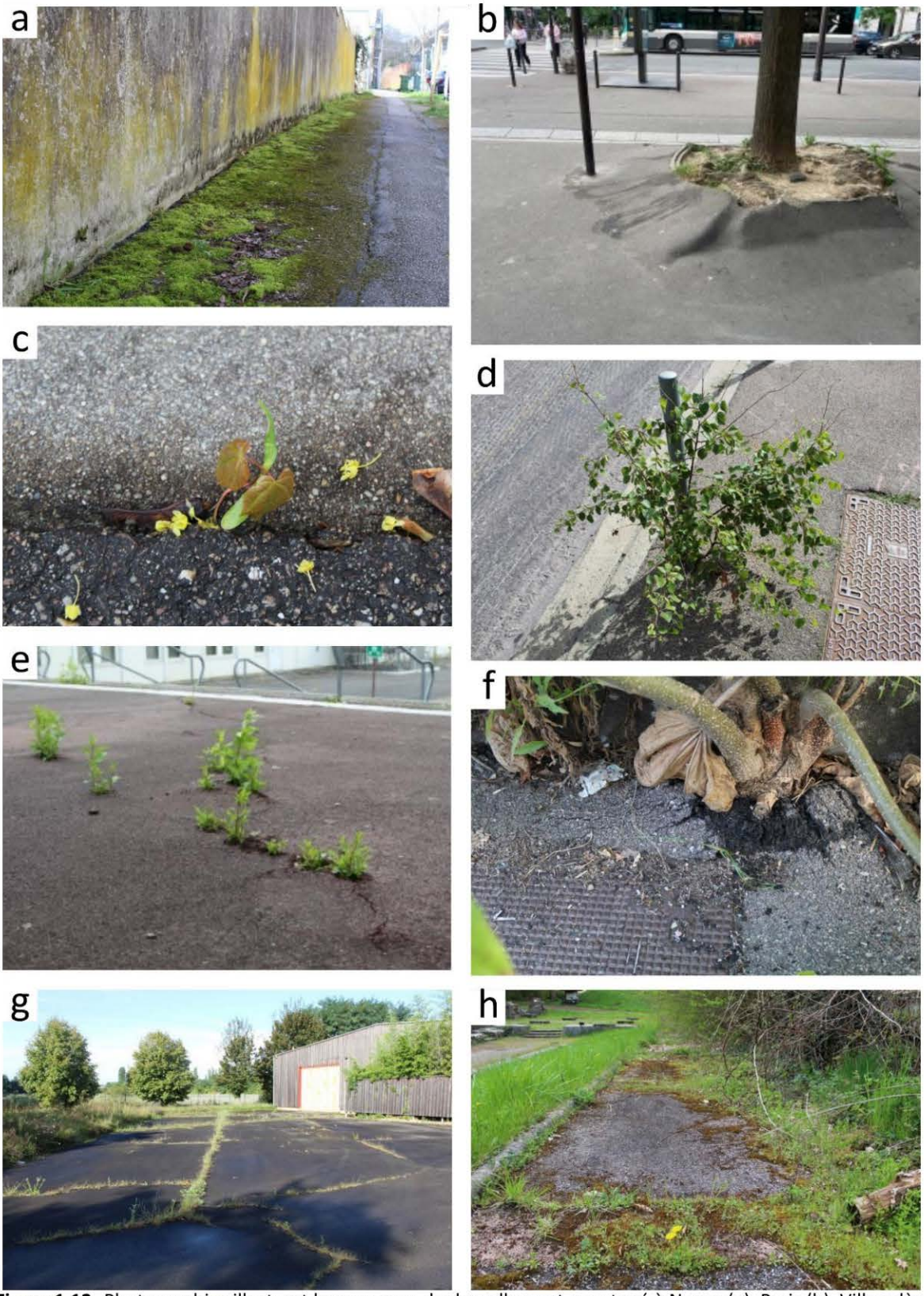


Figure 1.12. Photographies illustrant le processus de descellement spontané à Nancy (a), Paris (b), Villers-lès-Nancy (c, f, h), Vandœuvre-lès-Nancy (d,e) et Homécourt (g).

© A. Herbreteau

4.2.2. L'application des méthodes de génie pédologique aux sols scellés : le descellement assisté

Adobati & Garda (2020) distinguent 5 types d'opérations de descellement des sols, en fonction de leurs finalités :

- Descellement ou suppression de bâtiments en vue de la compensation environnementale de projets d'urbanisme ;
- Descellement dans le cadre de requalifications de friches industrielles ;
- Suppression d'infrastructures afin de rétablir certaines fonctionnalités écologiques (perméabilité des sols, continuités écologiques) ;
- Descellement afin de diminuer le ruissellement de surface, améliorer la qualité de l'eau, permettre son infiltration dans les sols. Ce sont, au sens strict, les opérations de désimperméabilisation ;
- Descellement dans le cadre spécifique de la restauration de cours d'eau.

Cette typologie doit être complétée d'une description plus factuelle des modes opératoires de descellement. Nous ne nous attarderons pas sur les opérations consistant en la pose d'un revêtement perméable, qui ne relèvent pas du génie pédologique tel que défini ci-dessus. Le génie pédologique considère le sol en tant qu'entité autonome multifonctionnelle, évoluant au gré de sa pédogenèse, alors que la désimperméabilisation peut parfois conserver l'usage initial du sol (*e.g.* parking, place publique, voie carrossable), sans que la possibilité qu'il puisse évoluer de manière autonome ne soit prioritaire.

La pratique largement dominante de descellement des sols exige l'export du revêtement de scellement ainsi que des couches sous-jacentes (ensemble parfois appelé « matériaux technogéniques »), y compris dans la littérature consacrée aux essais en conditions réelles. Cette modalité conduisant à l'export total est ainsi adoptée dans Tobias et al. (2018) et Renella (2020), sans qu'ils n'indiquent s'ils ont apporté en plus des matériaux exogènes. Dans la plupart des opérations de descellement des sols actuellement effectuées en France, des matériaux exogènes sont apportés (Vieillard, 2024) : *e.g.*, terre végétale, mélange terre-pierres, compost, bois raméal fragmenté. C'est d'ailleurs en raison de ce constat que Vieillard (2024) a choisi, dans le cadre de sa thèse réalisée au sein du projet Ademe-DESSERT, le mélange associant terre végétale et compost comme modalité de référence pour les expérimentations réalisées. Maienza et al., (2021) ont également comparé le devenir de deux sols descellés (avec export des matériaux technogéniques), l'un constitué du seul sol naturel qui avait été recouvert par la chaussée, l'autre d'une couche de terre végétale par-dessus ce sol naturel. Quant à Vieillard (2024) (Figure 1.13), elle a conservé une partie des matériaux constitutifs de la chaussée (hors enrobé bitumineux), et testé 3 modalités en plus de celle de référence : graves non décompactées (modalité minimum), graves décompactées (modalité intermédiaire), et graves décompactées mélangées à du compost de déchets verts (1/3 de compost pour 2/3 de graves, en volume) (modalité maximum).

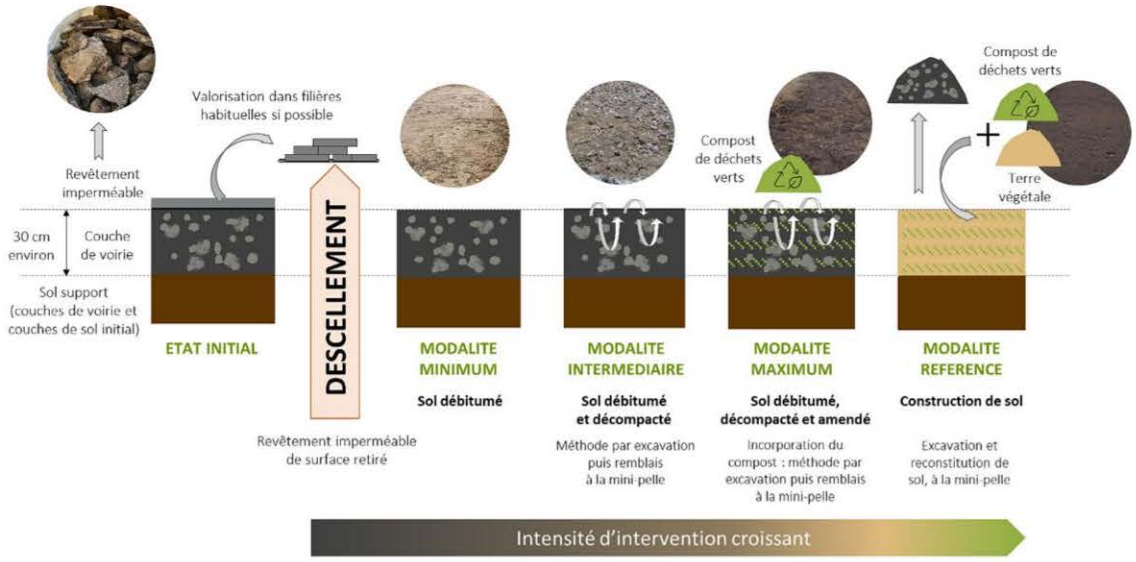


Figure 1.13. Modalités expérimentales de descellement des sols adoptées par Vieillard (2024).

Au terrain, il est possible d'observer des pratiques de conservation des revêtements de scellement et des matériaux sous-jacents dans les sols descellés. En France, une agence de paysagisme (*Wagon Landscaping*, membre du projet Ademe-Dessert) a fait le choix dans certains de ses projets (Figure 1.14) (« Asphalt Jungle », « Jardin des Joyeux ») de conserver le revêtement de scellement (morceaux enrobé bitumineux) et les matériaux sous-jacents (graves), auxquels ils ont ajouté de la terre végétale. Mais ce choix de conserver sur place les matériaux constitutifs du sol à desceller est largement minoritaire. Sur tous ces sols descellés, des végétaux sont souvent implantés : par exemple, arbres, arbustes et ensemencement avec des mélanges prairiaux (Tobias et al., 2017), arbustes ornementaux (Maienza et al., 2021), mélange de semences d'espèces généralistes (Vieillard, 2024). D'autres font le choix de laisser la végétation spontanée recoloniser les sols descellés (Renella, 2020) ou d'implanter des espèces végétales tolérantes au stress hydrique.



Figure 1.14. Projet « Jardin des joyeux » du carbinet de paysagisme Wagon Landscaping.
Désimperméabilisation d'un parking avec conservation des matériaux technogéniques et ajout de matériaux terreux.

Sur la base de ces descriptions de modes de gestion, il est possible de classer les principales pratiques de descellement (Figure 1.15).

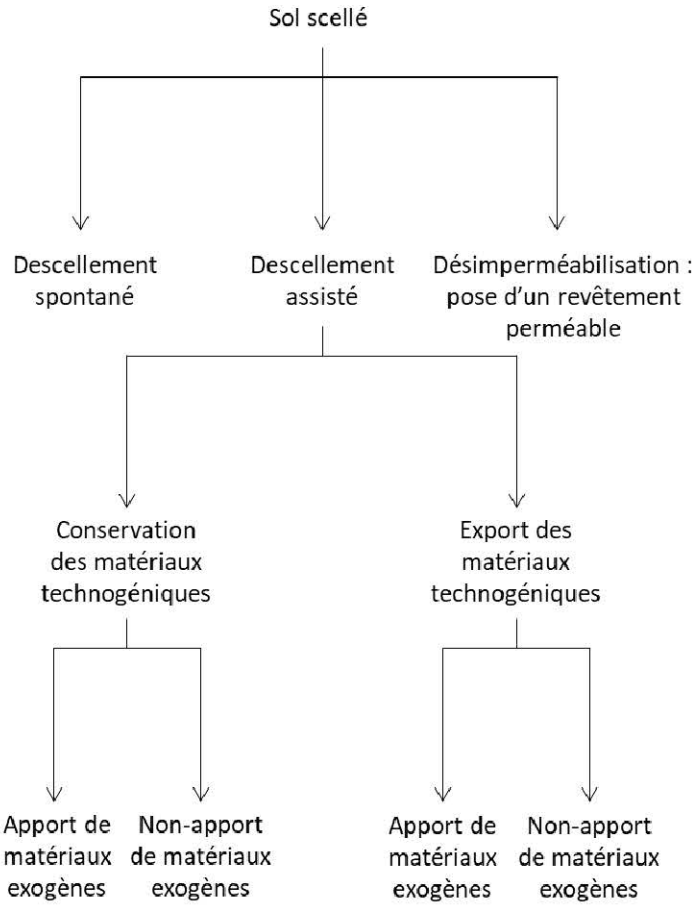


Figure 1.15. Principales pratiques de gestion des sols scellés.

4.3. Devenir de l'enrobé bitumineux lors d'un descellement de sol

Le devenir des enrobés bitumineux lors d'opérations de descellement des sols est une question majeure à traiter dans le cadre de cette thèse, car ce matériau constitue le revêtement de scellement le plus utilisé en France, ainsi qu'un stock de CO non négligeable.

4.3.1. Devenir suite à l'export de l'enrobé bitumineux

Les méthodes courantes de descellement (descellement assisté avec export des matériaux technogéniques et désimperméabilisation) conduisent à l'export de l'enrobé bitumineux. Celui-ci est souvent broyé sous forme d'« agrégats d'enrobés » (AE), terme employé par les professionnels en techniques routières. Il s'agit de broyat de « matériaux de récupération : fraisats des chantiers, retours de déconstruction de chantiers d'enrobés sous forme de plaques et de croûtes, retours d'enrobés des chantiers non mis en œuvre, rebus et les surplus de production d'usine d'enrobés. » (Routes de France, 2024). Aujourd'hui, ces AE sont largement réemployés par les entreprises de travaux publics dans la fabrication d'enrobé bitumineux neuf. Ils représentaient en moyenne 20 % de la composition initiale des enrobés bitumineux en France en 2021.

Avant toute intervention sur une chaussée bitumineuse en place, la réglementation impose que sa composition soit analysée. Si l'enrobé qui la compose a été réalisé à base de goudron, qui était

auparavant utilisé comme liant, alors il est possible qu'il contienne des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dangereux pour la santé des travailleurs. L'atteinte de valeurs seuils d'HAP dans l'enrobé peut empêcher leur recyclage : au-delà de 50 $mg.kg^{-1}$ seul le recyclage à froid est encore autorisé, et au-delà de 500 $mg.kg^{-1}$, ils ne peuvent plus être recyclés et doivent être enfouis dans des infrastructures dédiées (installations de stockage de déchets non dangereux ou installations de stockage déchets dangereux, respectivement ISDND et ISDD) (CEREMA, 2016b). La présence d'amiante dans les enrobés bitumineux peut également rendre impossible leur recyclage et ils doivent également être envoyés dans des installations dédiées (Arrêté du 15 février 2016 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux).

Malgré cette structuration de la filière de traitement de l'enrobé bitumineux, s'intéresser à son devenir en contexte pédologique est nécessaire. D'une part, tout promeneur capable de reconnaître des enrobés bitumineux aura remarqué qu'ils sont régulièrement présents dans des lieux qui ne sont ni des centres de traitement des déchets, ni des centrales d'enrobage. Il peut s'agir d'enrobés bitumineux utilisés pour entretenir des chemins carrossables (Figure 1.16a) ou tout simplement « perdus » dans l'environnement (Figure 1.16b, c, d). D'autre part, les surfaces couvertes par ce matériau à l'échelle mondiale et le fait qu'il soit composé de carbone organique, exigent de mieux connaître le devenir de ce carbone, dans un contexte de changement climatique. En outre, si on le considère comme un matériau parental potentiel pour des sols, sa présence sur tous les continents du monde rend pertinente de mieux connaître sa réactivité, en lien avec l'étude de la pédogenèse en milieux très anthropisés.

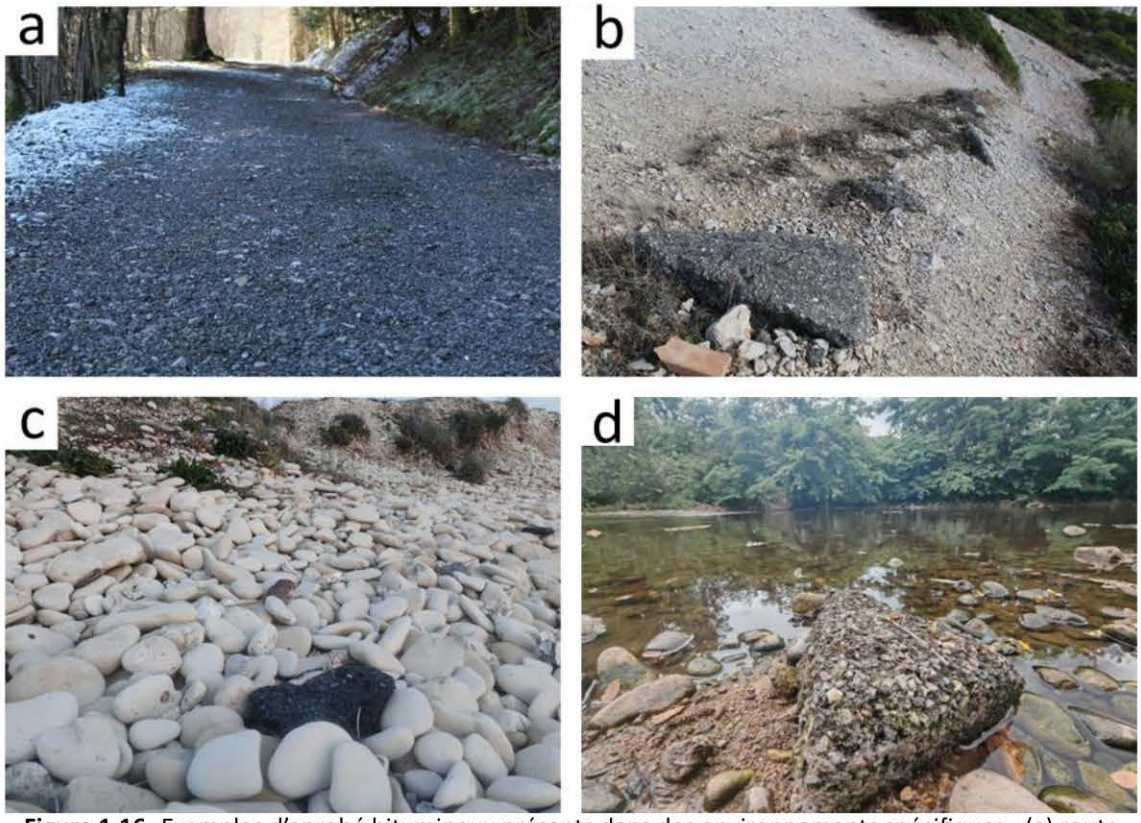


Figure 1.16. Exemples d'enrobé bitumineux présents dans des environnements spécifiques : (a) route carrossable (Vosges, 88), (b) bord de chemin pédestre (Bouches-du-Rhône, 13), (c) plage de galets (Charente-Maritime, 17), bords de rivière (Haut-Rhin, 68).
© A. Herbreteau ; J-B Colon.

4.3.2. Devenir suite au maintien *in situ* de l'enrobé bitumineux

En l'état actuel des pratiques et sur le terrain, seuls le descellement spontané et quelques rares expérimentations réalisées par des cabinets de paysagisme, conduisent au maintien en place des morceaux d'enrobés bitumineux. Comme tous les éléments grossiers dans le sol, il est probable que ces matériaux seront rapidement recouverts par la végétation, progressivement altérés et également enfouis grâce au processus de bioturbation. Celui-ci désigne la remontée de matière (organique et minérale) à la surface par les organismes du sol : vers de terre, fourmis, cloportes, taupes, arbres déracinés. Ces remontées de matières recouvrent progressivement les éléments grossiers présents à la surface du sol (Balek, 2002).

Plutôt que d'étudier les conséquences pour de l'enrobé bitumineux d'un séjour dans le sol, des publications récentes étudient la question des conséquences que peut avoir l'incorporation d'enrobé bitumineux sur la fertilité du sol, la qualité de la solution du sol, les communautés microbiennes du sol ou la croissance de végétaux (Mikajlo et al., 2024; Rompato et al., 2025; Vieillard, 2024). Il s'agit donc de la même configuration de présence d'enrobé bitumineux au sein d'une matrice sol, mais d'objets d'étude différents.

Tous ces auteurs ont réalisé des expérimentations en pots (conditions contrôlées) et ont fait le choix de mélanger l'enrobé bitumineux (granulométries allant de 1,2 à 3,15 mm) avec du compost de déchets verts (Vieillard et al., 2024 ; Mikajlo et al., 2024) ou de déchets alimentaires et de déchets verts (Rompato et al., 2025), en plus de substrats de natures variables : sols excavés, matériaux constitutifs de chaussées de texture grossière (graves non-traitées). Dans les trois études, l'ajout d'enrobé n'induit pas de contamination des sols et de la solution des sols en HAP et en éléments traces métalliques (ETM), pas plus qu'il n'enrichit les végétaux en ETM. Sur la durée des expérimentations (entre 56 et 133 jours), les effets de l'enrobé sur les propriétés chimiques du sol sont les suivants : augmentation du pH, augmentation de la teneur en carbone organique et en quelques éléments échangeables. Ses effets sur les propriétés physiques sont globalement une diminution de la masse volumique réelle des sols et de leur capacité de rétention en eau. Ce dernier effet est à mettre en lien avec les effets négatifs sur la croissance des végétaux (espèces de Poacées, dont *Lolium perenne*) de l'apport d'enrobé bitumineux, qui semble imputable à la diminution de la capacité de rétention en eau qu'il induit. L'ajout de bitume n'a pas d'effet marqué sur les communautés microbiennes et l'activité enzymatique.

Globalement, tous les auteurs soulignent que les effets négatifs de l'enrobé bitumineux, surtout imputable à ses propriétés physiques, sont en partie voire totalement compensés par l'ajout de compost, qu'ils préconisent donc d'ajouter systématiquement à l'enrobé bitumineux. Aucune de ces études ne porte en revanche d'intérêt aux modifications potentielles subies par l'enrobé bitumineux et ne nous renseigne donc sur leur devenir en contexte pédologique. C'est à cette problématique que seront consacrés les développements qui vont suivre.

4.4. Fonctionnement des sols faisant l'objet de génie pédologique

4.4.1. Facteurs et processus de la pédogenèse

En sciences du sol, la pédogenèse désigne la formation puis l'évolution d'un sol. A une échelle spatiale large, elle peut être décrite par l'équation de Jenny, inspirée à l'époque par les travaux de scientifiques russes, dont ceux de Dokoutchaïev (Amundson, 2021). Cette équation dénombre cinq facteurs de formation du sol :

Sol = climat + organismes vivants + relief + matériau parental + temps

De nombreuses définitions ont été données de la pédogenèse (pour un aperçu, voir Séré, 2018), mais toutes évoquent l'influence concomitante de facteurs (listés ci-dessus), conditionnant des processus (*e.g.*, lessivage, lixiviation, décarbonatation, agrégation, minéralisation de la matière organique) qui vont progressivement conférer au sol des propriétés qui lui sont propres. L'état d'équilibre acquis par le sol à un instant *t* n'est jamais définitif, et le même *solum* peut connaître au cours de son existence des états et donc des propriétés très différents.

Ces processus, sous influence de facteurs, opèrent dans les sols selon des mécanismes variés. Par exemple, le processus d'altération du matériau parental peut être d'origine physique, avec comme mécanismes possibles : cryoclastie, thermoclastie, hydroclastie, haloclastie, usure mécanique (saltation, glissement de terrain, transport par les cours d'eau ou les glaciers). Il peut être d'origine chimique, avec les mécanismes suivants : dissolution, hydratation et déshydratation, hydrolyse, oxydo-réduction. Il peut enfin être d'origine biologique, incluant des mécanismes comme la minéralisation des composés organiques, l'acido-complexolyse de minéraux ou leur simple acidolyse, l'action mécanique de racines végétales.

4.4.2. Pédogenèse en milieux très anthropisés

En milieux très anthropisés, la pédogenèse se déroule sous l'influence prépondérante des sociétés humaines, qui représentent en tant que tel et pour ces sols, un facteur à part entière en plus des cinq habituellement cités (Amundson, 2021). Rappelons d'abord avec Séré (2018) que les Technosols (ou sols très anthropisés) sont singuliers du fait de la nature de leur matériau parental, tout ou en partie composé d'artéfacts, qui peuvent aussi bien être des déchets non gérés qu'avoir été déposés intentionnellement, dans le cas du génie pédologique par exemple. Ces artéfacts, présents en mélanges et de natures très différentes, ont souvent une forte réactivité aux facteurs climatiques et biologiques. Par conséquent, les Technosols se singularisent par « la simultanéité, l'intensité et la rapidité de plusieurs processus pédogénétiques ». Pour autant, les Technosols abritent aussi des matériaux récalcitrants moins réactifs et donc peu susceptibles d'évoluer dans le temps. Enfin, les Technosols sont susceptibles de subir une évolution polycyclique, du fait de dépôts successifs de matériaux (comme dans les décharges ou les bassins de décantation) causant des perturbations pouvant changer leurs trajectoires d'évolution (Huot et al., 2015).

En se basant sur les travaux de Huot et al. (2015) et Séré (2018), il est possible d'identifier cinq principaux processus pédogénétiques actifs dans les Technosols (Figure 1.17). S'ils ne diffèrent pas de ceux existant dans les sols naturels, ils ont en revanche la possibilité d'être actifs simultanément et sur une durée restreinte.

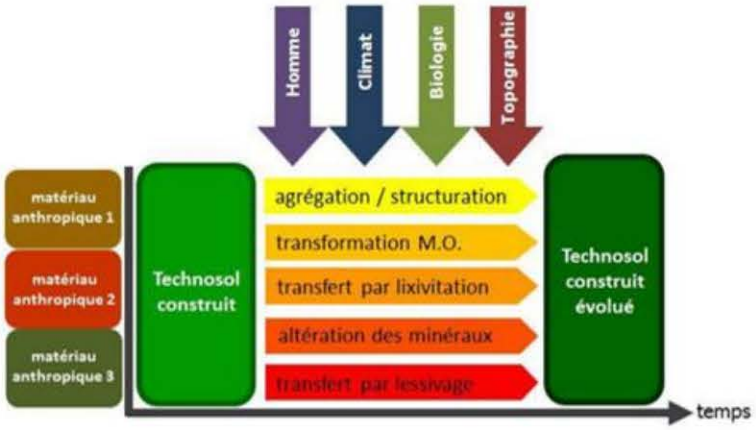


Figure 1.17. Processus pédogénétiques et facteurs conduisant à l'évolution d'un Technosol construit, cité dans Séré (2018).

- L'altération biogéochimique des phases minérales : lixiviation des composés solubles, oxydation des sulfures, décarbonatation, altération de divers matériaux (artéfacts en fer, matériaux alcalins, verre), formation de concrétions, revêtements et minéraux secondaires (Huot et al., 2015). Ces processus sont principalement contrôlés par les variations de pH et de potentiel redox. Le fractionnement physique des artéfacts peut également être observé, du fait de la colonisation par les végétaux et des alternances gel/dégel (Séré, 2018).
- La transformation des matières organiques : accumulation en surface avec formation d'un humus, incorporation de la matière organique du fait de l'activité biologique, augmentation de la quantité de matière organique du sol, du fait de l'activité des organismes vivants (végétation), d'apports ponctuels ou continus de matières organiques d'origine naturelle (fientes d'oiseaux) ou anthropique. Ces dernières peuvent par exemple être des sous-produits pétroliers ou des produits résiduaires organiques (PRO) (compost, broyats, déchets verts, sous-produits d'épuration). Il a été observé que l'apport de PRO a des effets rapides mais peu durables sur l'activité biologique du sol : augmentation de la biomasse microbienne, de l'activité enzymatique et par conséquent de la minéralisation de l'azote (Séré, 2018). On peut observer une augmentation de la concentration en carbone organique, à court terme (Allory, 2022) comme à long terme (Scalenghe & Ferraris, 2009, *in* Séré, 2018), du fait de la nature souvent récalcitrante de la matière organique anthropique (charbon, coke) mais également de la végétalisation et de pratiques de gestion favorables (tonte régulière) (Allory, 2022).
- L'agrégation et la structuration : apparition d'une structure grumeleuse grâce aux végétaux et à l'activité des organismes du sol, formation d'agrégats et augmentation de la microporosité, présence de fentes de retrait et donc augmentation de la macroporosité du fait des variations de teneur en eau du sol, ou encore associations organo-minérales avec des artéfacts. Les Technosols ont également tendance à se tasser, ce qui a pour conséquence une augmentation de leur masse volumique apparente, cela du fait du dépôt de matériaux « foisonnants » par les humains (Séré, 2018). Les humains ont un rôle central dans le processus de structuration de ces sols : en mélangeant des matériaux de natures diverses, ils orientent en grande partie les mécanismes qui seront à l'origine de la structuration.
- Les transferts : lessivage de particules pouvant occasionner le remplissage de la macroporosité, lixiviation d'éléments solubles, par exemple de composés organiques et métalliques pouvant

dégrader la qualité des eaux souterraines. Ces déplacements de matière et de solution sont à relier au processus d'altération décrit ci-dessus.

- L'apparition de nouveaux horizons : accumulation de matières organiques en surface grâce à l'activité biologique (horizon organique et organo-minéral), altération du matériau parental anthropique (horizon minéral de profondeur), lixiviation d'éléments vers la profondeur (horizons d'accumulation d'éléments lixiviés). Comme le remarque Séré (2018), l'évolution des Technosols est comparable à celle des sols alluviaux et colluviaux, qui résultent de l'altération de matériaux déposés en couches plutôt que de celle d'un matériau parental sous-jacent et préexistant.

4.4.3. Pédogenèse dans le cas des sols descellés : l'altération du matériau parental anthropique

Si dans une structure de chaussée, la distinction entre les matériaux du revêtement de scellement et les matériaux sous-jacents est logique, elle va moins de soi dans un sol descellé soumis à des processus pédogénétiques. En effet dans un tel cadre, toutes ces matières de nature hétérogène, qui constituent le matériau parental à partir duquel le sol évoluera, interagissent à travers des processus sous l'emprise des facteurs de la pédogenèse. Les développements qui vont suivre se borneront à décrire les différents processus d'altération pouvant affecter les éléments structuraux de la chaussée, sans aborder les potentielles interactions entre ces différents constituants.

Parmi les cinq facteurs précédemment identifiés, le facteur humain est prédominant dans les sols descellés, comme il l'est de manière plus générale pour les sols très anthropisés. C'est surtout lors de l'étape de destruction du revêtement de scellement (ou de sa fracturation) que cette influence est la plus perceptible, car cet acte d'origine anthropique permet aux flux normalement constitutifs de la pédosphère (eau, air, matière) de circuler à nouveau au sein du *solum,* cela en venant rompre la surface de scellement. Ce faisant, le facteur humain ne fait qu'accélérer des processus déjà en cours sous l'action des facteurs temporel, climatique et biologique, comme nous l'avons décrit plus haut avec le descellement spontané. Les différents modes de gestion donneront une prépondérance plus ou moins grande à ce facteur humain, selon que les revêtements de scellement et matériaux sous-jacents sont exportés et remplacés par des matériaux terreux, décompactés et mélangés ou seulement laissés en place après descellement.

Pour ces deux derniers *scénarii*, il importe donc d'investiguer les causes d'altération des artéfacts (revêtements de scellement et matériaux sous-jacents). Les revêtements de scellement sont abondamment étudiés dans la littérature scientifique s'intéressant au vieillissement (*ageing*) des revêtements de chaussée, et plus précisément du bitume qui enrobe les agrégats. Ces travaux se situent à l'interface entre l'ingénierie civile et les sciences des matériaux (rhéologie, chimie des matériaux, physique des matériaux). Les facteurs susceptibles d'influencer les trajectoires de vieillissement du bitume peuvent lui être externes (climat, trafic routier, altitude, latitude), ou bien internes : propriétés du pétrole brut à partir duquel le bitume a été obtenu, procédé de fabrication (par distillation, par soufflage d'air, par désasphaltage), température de fabrication (enrobés à froid, tiède, à chaud) (Lesueur et al., 2009). L'enrobé bitumineux étant le revêtement de scellement d'intérêt dans cette thèse, c'est sur lui que porteront les développements suivants.

4.4.3.1. Altération du bitume de l'enrobé : les apports de la littérature spécialisée

Un certain nombre de mécanismes à l'origine du vieillissement du bitume sont répertoriés par Traxler (1963) (Tableau 1.8). De manière générale, les travaux scientifiques sur le sujet différencient le vieillissement à court-terme (*short-term aging, STA*) et celui à long-terme (*long-term aging, LTA*) (Mirwald et al., 2022). Le STA désigne le vieillissement des matériaux bitumineux qui ont lieu avant l'entrée en service de l'enrobé bitumineux, lors des étapes de production, transport, étalement et compaction du mélange. Le LTA quant à lui, désigne le vieillissement des matériaux bitumineux pendant leur durée de vie. C'est surtout de ce dernier dont il sera question dans la suite de notre propos.

Facteurs influençant le vieillissement du bitume	Sources de variation supplémentaires					Localisation	
	Temps	Chaleur	Oxygène	Lumière du soleil	Rayons β et γ	A la surface	Au sein du mélange
Oxydation (dans le noir)	X	X	X			X	
Photo-oxydation (lumière directe)	X	X	X	X		X	
Volatilisation	X	X				X	X
Photo-oxydation (lumière réfléchie)	X	X	X	X		X	
Photochimique (lumière directe)	X	X		X		X	
Photochimique (lumière réfléchie)	X	X		X		X	X
Polymérisation	X	X				X	X
Stérique ou physique	X					X	X
Exsudation d'huiles	X	X				X	
Changement de l'énergie des noyaux	X	X			X	X	X
Action de l'eau	X	X	X	X		X	
Absorption par des solides	X	X				X	
Absorption de composants à la surface du bitume	X	X				X	
Réactions chimiques	X	X				X	X
Dégradation microbiologique	X	X	X			X	X

Tableau 1.8. Mécanismes de vieillissement du bitume (Traxler, 1963 in Hunter et al., 2015).

Parmi eux, trois mécanismes sont prépondérants dans le vieillissement du bitume (Polo-Mendoza et al., 2022 ; Tauste et al., 2018) : la volatilisation, le durcissement stérique et l'oxydation à l'air.

La volatilisation est le mécanisme d'évaporation des composés les plus légers du bitume, surtout actif lors de la fabrication du mélange (vieillissement à court-terme), qui nécessite de chauffer le bitume. Il est quasiment inexistant par la suite, au cours de la durée de service de l'enrobé bitumineux (Tauste et al., 2018), bien que des travaux récents (Khare et al., 2020; Lasne et al., 2023) aient montré que des composés organiques volatiles en quantités significatives et préoccupantes pour la santé publique étaient émis par les enrobés bitumineux. Les auteurs précisent toutefois que ces composés proviennent surtout des gaz d'échappement et de la pollution préexistante dans l'atmosphère plutôt que de l'enrobé.

Le durcissement stérique est le mécanisme de vieillissement à long-terme, qui augmente la fragilité et la viscosité du bitume. Ce durcissement consiste en la réorganisation non définitive de la structure des molécules de bitume sous l'effet d'une exposition prolongée à des températures normales ou élevées, ou à une contrainte mécanique (Polo-Mendoza et al., 2022).

L'oxydation à l'air est le mécanisme désignant la rupture des chaînes carbonées du bitume et leur combinaison avec de l'oxygène, aboutissant à une réorganisation moléculaire au sein du bitume. L'oxydation d'un enrobé bitumineux fluctue avec sa porosité (surtout déterminée lors de la mise en place de l'enrobé et pouvant diminuer sous le poids du trafic), qui favorise la diffusion de l'oxygène, mais également avec l'épaisseur de liant autour des agrégats, la température, la pression atmosphérique, l'humidité ou la nature des agrégats (Polo-Mendoza et al., 2022). L'oxydation du bitume a des conséquences directes sur sa structure, qui sont résumées dans le schéma ci-dessous (Figure 1.18).

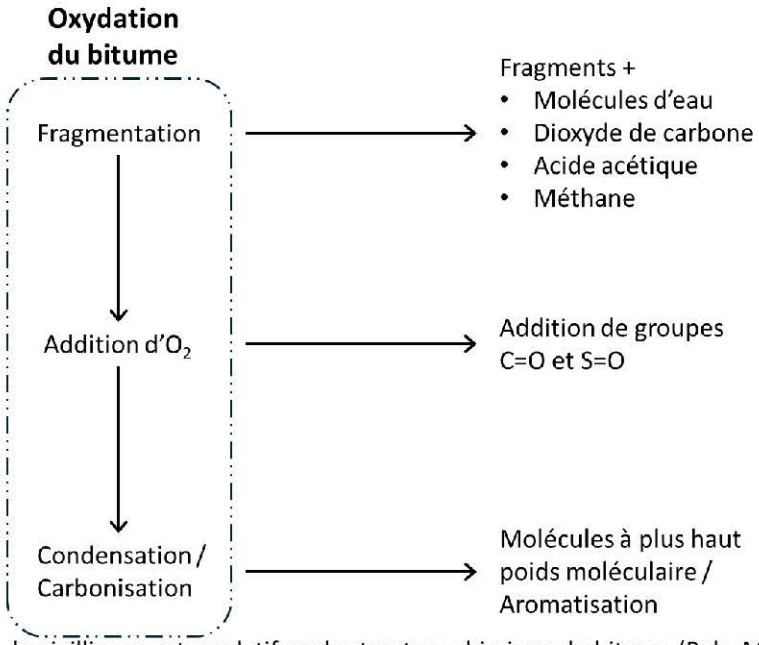


Figure 1.18. Effet du vieillissement oxydatif sur la structure chimique du bitume (Polo-Mendoza et al., 2022, adapté de Das et al., 2015).

On peut distinguer deux principaux processus d'oxydation à l'air : la thermo-oxydation et la photo-oxydation. La thermo-oxydation relève surtout du vieillissement à court-terme, lors de la fabrication du mélange bitumineux. Les températures atteintes par l'enrobé une fois mis en place (jusqu'à 60°C (Lasne et al., 2023) ne sont pas assez élevées, sous nos latitudes, pour être à elles seules à l'origine de son vieillissement. La photo-oxydation est le principal processus d'oxydation actif pendant le vieillissement à long-terme du bitume. Ce mécanisme a pour origine l'exposition du bitume au rayonnement naturel et en particulier ultra-violet (UV). Si les rayons ultra-violets ont une longueur d'onde comprise entre 400 et 100 nanomètres (nm), c'est essentiellement la bande correspondant aux UV-A (400 – 315 nm) qui atteint la surface de la Terre et donc les surfaces d'enrobés bitumineux. L'exposition des molécules composant le bitume au rayonnement UV aboutit à l'absorption de photons, ce qui favorise le passage de ces molécules à leur état excité (Tauste et al., 2018) – on parle aussi de formation de « radicaux libres », amplifiant ainsi les réactions d'oxydation (rôle de catalyseur).

Mirwald et al. (2022) ont montré que l'oxydation par le rayonnement solaire ne diminuait pas systématiquement avec l'augmentation de la longueur d'onde. Plus précisément, ils ont observé que le rayonnement visible dans le bleu et le vert (respectivement 405 nm et 525 nm) joue aussi un rôle significatif dans l'oxydation du bitume, et que le bleu (405 nm) contribue même davantage à l'oxydation qu'une fréquence voisine plus courte (385 nm) faisant partie de l'ultra-violet.

Le vieillissement par photo-oxydation engendre la formation de composés carbonylés (C=O) et de sulfoxydes (S=O), les premiers étant davantage produits par les courtes longueurs d'onde à plus forte énergie (UV), et les seconds par les longueurs d'ondes plus élevées et à plus faible énergie. Les auteurs attribuent ces différences de susceptibilité à la composition moléculaire spécifique du bitume. La photo-oxydation touche surtout la partie superficielle du film bitumineux qui enrobe les agrégats, et son influence décroît à mesure qu'on progresse en profondeur dans le bitume (Hu et al., 2018). Le vieillissement par photo-oxydation augmente quand l'épaisseur de film bitumineux diminue, ainsi qu'avec l'intensité (énergie par unité de surface) du rayonnement UV et la température de l'enrobé bitumineux (Wu et al., 2010).

Les principales conséquences du vieillissement par oxydation du bitume sont : (i) l'augmentation de la fraction asphaltènes et diminution de la fraction aromatique, (ii) le durcissement du bitume, du fait de l'augmentation de sa viscosité, (iii) la production de groupements fonctionnels caractéristiques qu'il est possible de suivre grâce à des méthodes de spectroscopie : sulfoxydes et composés carbonylés (cétones, acides carboxyliques, anhydrides) (Lesueur, 2009 ; Petersen & Glaser, 2011). D'après Lesueur et al. (2009) et Tauste et al. (2018), le vieillissement par oxydation du bitume présente la particularité d'être un processus auto-entretenu : l'oxydation du bitume par l'oxygène de l'air génère de nouveaux composés qui seront eux-mêmes oxydés et ainsi de suite. Outre le dioxygène, l'atmosphère à proximité des enrobés bitumineux, en partie influencée par le trafic routier, contient des dérivés réactifs de l'oxygène (NOx, O_3) jouant un rôle actif dans le vieillissement du bitume (Hofer et al., 2022).

L'eau joue également un rôle prépondérant dans la dégradation des enrobés bitumineux (et non du seul liant bitumineux). On peut alors faire l'hypothèse que son rôle augmente une fois le sol descellé. L'eau est un catalyseur des différents mécanismes qui viennent d'être décrits : chimiquement, elle fournit des atomes d'oxygène qui intensifient les réactions d'oxydation et physiquement, elle détériore la cohésion au sein du mélange bitumineux et diminue l'adhésivité à l'interface bitume-agrégats. Cela peut aboutir à un dénudement progressif du bitume qui revêt les agrégats (Cantot, 2019; Cong et al., 2021; Polo-Mendoza et al., 2022). C'est d'ailleurs parce que l'eau a une meilleure affinité que le liant avec les granulats, que ces derniers sont séchés avant d'être enrobés de bitume, lors de la fabrication du mélange (Barillot et al., 2020). Enfin, lorsque l'eau présente dans l'enrobé bitumineux gèle, ce dernier peut éclater du fait de l'augmentation du volume occupé par l'eau, ce qui rappelle le mécanisme de gélifraction classiquement décrit pour la pédogenèse.

Les différents mécanismes qui viennent d'être décrits se déroulent simultanément et à des intensités qui varient selon les conditions environnementales, voire peuvent se renforcer. Par exemple, Zeng et al. (2015) ont montré qu'à partir de 70°C, la température vient renforcer le vieillissement par oxydation, mais cette influence disparaît complètement en dessous de 50°C. He et al. (2018) montrent qu'en présence d'humidité et de condensation, les effets vieillissants du rayonnement UV sur le bitume diminuent. Lins et al. (2008) font l'hypothèse que les ruptures au sein des molécules de bitume du fait de leur oxydation, ainsi que la production concomitante de molécules polaires (réagissant plus

facilement avec l'eau) à faible poids moléculaire, augmentent les dommages occasionnés par l'humidité.

Il faut noter par ailleurs que dans la plupart des études qui cherchent à mettre en valeur les mécanismes de vieillissement du bitume, les expérimentations et les méthodes de mesures concernent des films bitumineux (c'est-à-dire seulement le liant), et non directement la surface de l'enrobé bitumineux (Polo-Mendoza et al., 2022). Hung & Fini (2020) remarquent d'ailleurs que les propriétés de surface du bitume (exposé au rayonnement UV) sont différentes de celles du bitume en contact avec le granulat, elles-mêmes différentes du bitume présent au cœur du liant, c'est-à-dire non directement exposé au rayonnement ultra-violet. Ainsi, envisagé dans le contexte de l'enrobé, le bitume ne doit pas être traité comme un « tout » homogène qu'il suffirait d'extraire de sa matrice granulaire avec un solvant. Les mécanismes d'altération chimiques, physiques et biologiques du bitume pur ne sont pas nécessairement les mêmes que ceux de l'enrobé bitumineux (un matériau organo-minéral). C'est pourquoi dans cette thèse, le choix a été fait de travailler à partir d'enrobé bitumineux car c'est ce matériau qui revêt les sols qui nous intéresse, et non du bitume pur.

Le bitume, bien que d'origine anthropique, peut être appréhendé en tant que matière organique lorsqu'il est présent au sein du sol. A ce titre, il est donc susceptible de subir des transformations par voie biologique, comme les autres matières organiques du sol. Diverses études, notamment sur des bitumes spéciaux (riches en asphaltènes) servant à enrober les déchets nucléaires et donc peu semblables aux bitumes routiers (Ait-Langomazino et al., 1991; Barletta et al., 1987), ont montré que le bitume pouvait également être dégradé par des bactéries aérobies (H. Zhang et al., 2020) et des champignons (Y. Ding et al., 2021). Ces dernières études ont montré que les micro-organismes semblent prioritairement dégrader les composants du bitume à faible poids moléculaire (Zhang et al., 2020 ; Y Ding et al., 2021), tandis que les asphaltènes et résines sont épargnées par des bactéries testées, mais pas par les champignons (Ding et al., 2021). Dans ces études, les micro-organismes sont cultivés en conditions non limitantes - sauf Ding et al. (2021), qui observent cependant que la dégradation est nettement ralentie lorsqu'il ne fournit pas de nutriments au champignon - et sont déposés directement à la surface du liant bitumineux. La dégradation de bitumes au sein d'un système sol a été testée par Barletta et al. (1987), pour des bitumes de déchets nucléaires au contact de sols de décharge et de leur communauté microbienne. Cette possibilité est également évoquée par Maletić et al., (2011) qui font l'hypothèse que les bitumes sont très résistants à la biodégradation et les compare à des « matériaux humiques ». Rappelons que toutes ces expérimentations ont été menées sur des films bitumineux, et non sur des agrégats d'enrobés. D'autres auteurs étudient la biodégradation de bitumes routiers (Govekar et al., 2024; Harris et al., 1956) et mettent en valeur le rôle de certaines bactéries dans ce processus, dont celles du genre *Pseudomonas* et plus précisément *Pseudomonas aeruginosa*. Des essais menés sur des bitumes naturels montrent que les communautés bactériennes s'adaptent à la présence de bitume, et semblent là aussi être en capacité de les dégrader (Yu et al., 2018).

On sait que d'importantes émissions de CO_2 ont lieu lors du vieillissement à court-terme, du fait que le mélange bitumineux est chauffé à haute température pendant sa fabrication (Hunter et al., 2015). En revanche, aucune expérimentation mesurant d'éventuelles émissions de CO_2 en provenance d'un enrobé bitumineux pendant sa durée de vie (vieillissement à long-terme) n'a été répertoriée. L'hypothèse d'une oxydation complète des molécules d'hydrocarbure aboutissant à la formation de CO_2 est évoquée par Mallick & Bergendahl (2009), mais dans un contexte de thermo-oxydation. Das et al. (2014) envisagent le CO_2 et le CH_4 comme des co-produits possibles de la fragmentation, un des trois

changements chimiques conduisant à l'oxydation du bitume et à sa subdivision en molécules de plus petite taille (Figure 1.20). Tyler et al. (1990) ont quantifié les émissions de méthane (CH_4) et monoxyde de carbone (CO) d'enrobés bitumineux en conditions réelles (chaussée routière). Ils ont trouvé que ces émissions étaient plus importantes pour les enrobés jeunes (1 à 4 semaines) que pour les vieillis, et qu'elles avaient lieu en journée, sous influence de la lumière et de la température, en étant négligeables la nuit. De manière générale, les quantités de gaz émises dans cette étude étaient négligeables.

La littérature émanant de la profession des travaux publics considère que l'enrobé bitumineux n'émet pas de dioxyde de carbone « en quantités mesurables » une fois mis en place (phase d'usage) (Asphalt Institute & Eurobitume, 2024). Dans le même sens, le bilan carbone réalisé par l'association représentante des industries du secteur (Routes de France) exclut la phase d'usage pour son calcul des émissions de dioxyde de carbone par l'enrobé bitumineux, estimée à 43 kg CO_2-éq.t^{-1}. Il ressort le même constat des nombreuses analyses du cycle de vie des enrobés bitumineux (Thives & Ghisi, 2017) : elles se concentrent sur les émissions de gaz à effet de serre qui ont lieu pendant la phase de production. Pour la phase d'usage, les seules émissions carbonées qu'on peut relever sont celles de composés organiques volatiles (COV), de précurseurs d'aérosols (Khare et al., 2020) ou d'oxydes d'azote (Lasne et al., 2023). L'institution qui dresse la liste des sources de gaz à effet de serre dans le monde, et sur laquelle s'appuie le GIEC pour ses travaux, considère la production d'enrobé bitumineux et la phase d'usage de ces derniers comme des sources « négligeables » de gaz à effet de serre (Gaudioso et al., 2006). Ces inventaires ne prennent donc pas en compte les gaz à effet de serre émis par les unités de production d'enrobé bitumineux, ni par les travaux de mise en place de ces enrobés, ni par les routes une fois en place. En revanche ils incluent les émissions de gaz qui sont des précurseurs de gaz à effet de serre émis directement par ces installations : monoxyde de carbone et composés organiques volatiles non méthaniques.

4.4.3.2. Altération du bitume de l'enrobé : les apports de la littérature des sciences du sol

Des travaux sur l'énergie contenue dans la matière organique du sol (Barré et al., 2016 ; Gunina & Kuzyakov, 2022) ont montré que les micro-organismes du sol dégradaient prioritairement les molécules simples à faible poids moléculaires (sucres, acides carboxyliques). La dégradation des molécules complexes à structure irrégulière et plus hydrophobes (alcanes, CH_4) demande aux micro-organismes producteurs d'enzymes une quantité d'énergie accrue par rapport à celle qu'ils pourraient en récupérer. Leur dégradation ne peut donc survenir qu'en présence de composés moléculaires à haut rendement énergétique permettant de fournir l'énergie nécessaire à la dégradation de molécules plus complexes. Le bitume qui enveloppe les agrégats affiche des caractéristiques chimiques (hydrophobicité, composants au poids moléculaire élevé dont la proportion augmente avec le vieillissement) laissant penser qu'il serait récalcitrant d'un point de vue énergétique.

Allory (2022) a étudié la susceptibilité à la biodégradation de matières organiques anthropogéniques (biochar, coke, charbon) dans des Anthroposols, en suivant la cinétique de minéralisation (CO_2). Les résultats montrent une forte récalcitrance de ces artéfacts à la minéralisation. Ces derniers semblent ralentir la dégradation de la matière organique naturelle (racines et feuilles de sorgho), ce qui fait suggérer à l'auteur de cette thèse l'existence d'un « *negative priming effect* » : un ralentissement de la dégradation de la MO naturelle lors de l'ajout d'artéfacts récalcitrants.

4.4.3.3. Altération des granulats de l'enrobé bitumineux

Comme expliqué plus haut, un enrobé bitumineux est, en plus du liant, composé de granulats de granulométries variant selon les usages attendus et les propriétés du bitume employé. Il semble artificiel d'étudier séparément granulats et liant bitumineux, sachant que ces deux composants font corps ensemble pour former l'enrobé. Certes les granulats ne contribueront pas directement au cycle du carbone organique des sols descellés, étant donné que ce sont pour la plupart des matériaux d'origine minérale. Pourtant, la force des liaisons qui les retiennent au liant bitumineux pourrait y jouer un rôle indirect, car elle pourrait en partie gouverner l'intensité et le rythme de relargage des molécules hydrocarbonées constitutives du bitume (disponibilité). En outre, ils pourraient jouer un rôle actif dans la pédogenèse.

Notre recherche n'a pas permis de mettre à jour de publication s'intéressant au devenir ou à la contribution des granulats constitutifs des enrobés bitumineux dans le cadre d'une pédogenèse. Des informations éparses ont en revanche été trouvées dans la littérature consacrée à l'étude du vieillissement des enrobés bitumineux. Par exemple, Cantot (2018) affirme dans l'état de l'art de sa thèse que « la nature du granulat influence grandement la durabilité de l'interface bitume/granulat vis-à-vis de l'action de l'eau ». Les granulats basiques (types calcaires) auraient une interface avec le bitume moins sensible à l'eau que les granulats acides (types quartzites). Les granulats acides joueraient également un rôle catalyseur dans les réactions de photo-oxydation du bitume décrites ci-dessus, contrairement aux granulats de nature basique (Polo-Mendoza et al., 2022).

En se basant sur les mécanismes élémentaires de pédogenèse, on peut faire l'hypothèse que ce sont essentiellement la taille et la nature chimique des granulats qui détermineront leur réactivité au sein du sol, réactivité qui est réputée élevée dans le cas des sols très anthropisés. Cela sous réserve que le liant bitumineux qui les recouvre soit suffisamment altéré pour permettre l'accès aux agents de l'altération. Cette nature hybride « organo-minérale » (Hostyn, 2022) des enrobés bitumineux est ce qui fait leur particularité en tant que matériau parental. Une grande inconnue dans l'altération des enrobés bitumineux est donc le devenir des liaisons granulat-bitume.

4.4.3.4. Autres conséquences de l'altération de l'enrobé bitumineux

La présence d'additifs dans les enrobés bitumineux (voir tableau 1.7) complexifie la compréhension du phénomène de vieillissement du bitume (Tauste et al., 2018) et notamment ses chemins réactionnels. Au cours de nos recherches bibliographiques, nous avons pu constater que la littérature sur le sujet spécifique du vieillissement des bitumes modifiés est abondante. La grande variété d'additifs existants (voir tableau 1.7) et le caractère très spécifique des réactions impliquées nous ont cependant conduits à exclure ce sujet de notre état de l'art. Un point de vigilance doit être formulé quant à l'utilisation par le passé d'additifs à base d'amiante. La question du devenir de ces fibres au cours du vieillissement des enrobés bitumineux qui les contiennent, *a fortiori* en cas de descellement des sols, n'a semble-t-il pas été traitée dans la littérature scientifique.

Dans la littérature, nombre d'études mettent en évidence la libération d'éléments trace métalliques par les enrobés bitumineux. Par exemple, von Gunten et al. (2020) ont mis en évidence la libération de Mn, Zn, Sr et Ba. Il en va de même pour les polluants organiques comme les HAP, dont plusieurs auteurs ont trouvé qu'ils pouvaient être lixiviés depuis les enrobés bitumineux (Brandt & de Groot, 2001; Nikiforova et al., 2020). Mais à chaque fois, ces libérations de polluants inorganiques et organiques

semblent se faire dans des proportions mesurées, pour lesquelles il n'y aurait pas lieu d'être préoccupé (Kriech & Osborn, 2022 ; Legret et al., 2005 ; Spreadbury et al., 2021). Ces derniers notent toutefois que des études manquent pour affirmer avec certitude que les bitumes modifiés par l'ajout d'additifs ou concernés par le réemploi de déchets ne libéreront pas de polluants. En outre, Nikiforova et al. (2020) soulignent le risque sanitaire potentiel que présenterait le descellement des sols scellés avec des enrobés bitumineux, du fait de l'intégration des HAP déjà présents au cycle biologique du sol. Rappelons que des expérimentations ayant mis de l'enrobé bitumineux dans des sols n'ont pas observé de contamination aux ETM ni aux HAP. Cependant, il faudrait confirmer ces résultats avec des essais à long-terme, les leurs ayant été effectués sur des durées très courtes (Rompato et al., 2025). Les mêmes auteurs préconisent d'ailleurs d'investiguer les effets écotoxicologiques, c'est-à-dire les effets sur les organismes du sol, de la présence d'enrobé bitumineux dans le sol.

4.4.3.5. Altération des matériaux sous-jacents aux revêtements

L'altération des matériaux sous-jacents à la couche de revêtement des sols scellés ne fait pas partie du cœur de cette thèse, qui se concentre sur le devenir des enrobés bitumineux dans le cadre d'opération de descellement. Pour autant, ne pas aborder l'altération de ces matériaux sous-jacents reviendrait à exclure de notre étude une partie du matériau parental à partir duquel les sols descellés se développent.

La description des matériaux sous-jacents (section 3.2.2) montre qu'il s'agit pour l'essentiel d'artéfacts de nature minérale, parfois traités avec un liant hydraulique ou organique. D'un point de vue pédologique, la partie non cohésive des matériaux sous-jacents appartient à la catégorie des éléments grossiers : « tout matériau individualisé solide, naturel ou technogénique, présent dans un sol et dont les dimensions apparentes sont strictement supérieures à 2 mm » (Hostyn, 2022). La diminution de la taille des éléments grossiers augmente leur surface spécifique, la porosité du sol, et favorise donc leur réactivité aux processus chimiques d'altération. Mais le même auteur a montré que la fraction grossière contribue aussi à la fertilité chimique des sols, en libérant des éléments nutritifs pour les organismes du sol (végétaux et animaux). En outre, l'hétérogénéité du matériau parental des sols très anthropisés est à l'origine de leur forte réactivité aux facteurs de la pédogenèse, observation également faite par Hostyn (2022) : « Du fait de la présence, dans les sols très anthropisés, d'une diversité importante de matériaux technogéniques y jouant le rôle de matériaux parents, le déséquilibre de la solution avec son milieu est d'autant plus important qu'il y a de matériaux technogéniques ».

Le carbone organique contenu dans ces matériaux est susceptible d'être en partie libéré grâce aux processus décrits ci-dessus pour les matériaux traités au liant bitumineux (carbone organique dissous). Pour le carbone inorganique, on peut imaginer que le carbone présent dans les matériaux traités au ciment (du fait de la re-carbonatation) et les graves carbonatées, pourrait être décarbonaté, à la faveur de l'acidité de l'eau de pluie.

L'hypothèse d'une libération de polluants (HAP ou hydrocarbures) depuis les éléments grossiers est probable d'après Hostyn (2022), mais il ne semble pas y avoir de littérature scientifique sur le sujet, celle-ci se concentrant davantage sur la libération de polluants par la fraction fine. L'utilisation de mâchefers d'incinération est conditionnée à leur caractérisation (teneur en polluants organiques et test de lixiviation) permettant de limiter en amont les risques de relargages de polluants (RECORD, 2015). Mais on peut faire l'hypothèse qu'en contexte de descellement, les mâchefers d'incinération étant exposés à des processus d'altération, pourraient potentiellement libérer des polluants. De manière plus

générale, les granulats utilisés dans la conception de la structure de chaussée décrits plus haut pourraient, au regard des travaux de Hostyn (2022) et en fonction de leur composition chimique et de leur réactivité, libérer des polluants organiques ou inorganiques.

Cette dernière partie de l'état de l'art montre que si le fonctionnement des sols très anthropisés est de mieux en mieux connu, celui des sols (de)scellés reste peu étudié. Le devenir (altération, émissions de CO_2, relargage de polluants) du revêtement de scellement en contexte pédologique n'a pour l'instant fait l'objet d'aucun travail de recherche. Les seules connaissances en la matière viennent d'autres horizons disciplinaires comme les sciences des matériaux. Elles permettent une compréhension fine des mécanismes de vieillissement du bitume qui compose le revêtement de scellement, mais bien souvent sans prendre en compte que ce matériau est de nature mixte (mélange de granulats et de bitume) et donc susceptible de réactions spécifiques. En définitive, il semble que pour mieux connaître le devenir des matériaux bitumineux en contexte pédologique il faudra mobiliser aussi bien les connaissances issues du génie civil que celles issues des sciences du sol (Figure 1.19).

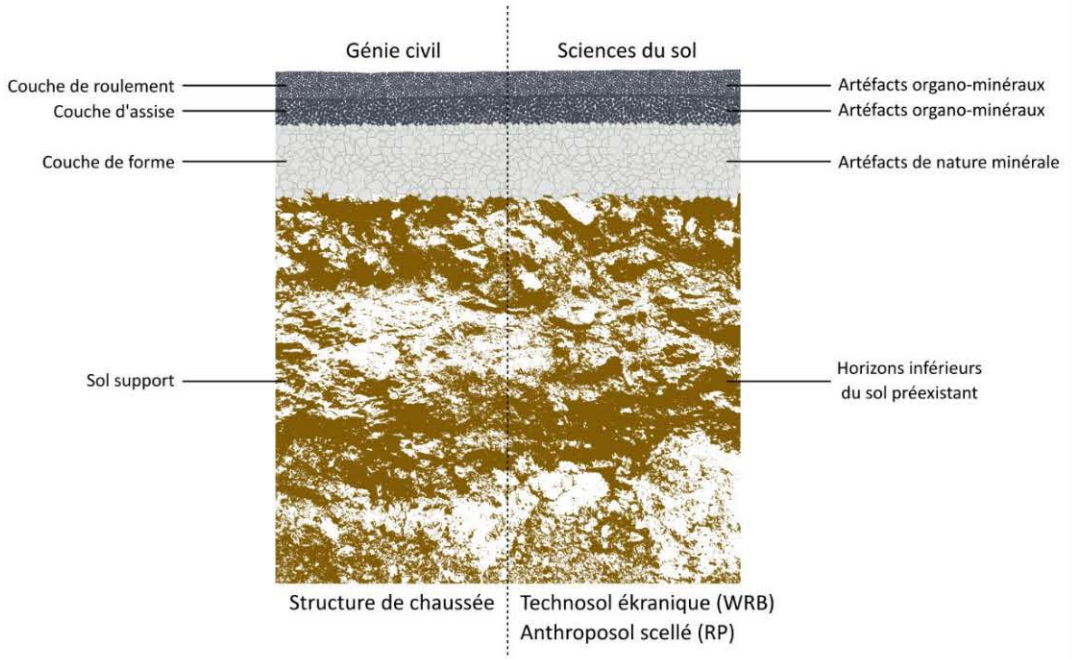


Figure 1.19. Les sols scellés, deux approches pour un seul objet d'étude

5. *Questionnements et hypothèses*

A l'issue de cet état des lieux de la littérature scientifique et de la littérature grise sur le sujet de ce travail de thèse, plusieurs questions se posent, pour lesquelles nous formulons des hypothèses.

1) Peut-on donner une estimation fiable de la surface occupée par les sols scellés avec un enrobé bitumineux en France ? Quel est le stock de carbone organique représenté par l'ensemble de ces matériaux bitumineux ?

Hypothèses : Il est possible d'estimer cette surface via la combinaison des connaissances issues de la littérature grise, le savoir des professionnels du secteur routier et le traitement de données spatialisées par un logiciel de système d'information géographique (SIG). En connaissant l'épaisseur moyenne des sols scellés en France, il sera alors possible d'estimer un stock de carbone organique contenu dans les matériaux bitumineux.

2) Les sols scellés avec un enrobé bitumineux en place émettent-ils des gaz à effet de serre au cours des processus d'altération du bitume ? Peut-on fournir une estimation des émissions de gaz à effet de serre des sols scellés pour la France métropolitaine, en connaissant la surface couverte par des enrobés bitumineux ?

Hypothèses : Les sols scellés avec un enrobé bitumineux émettent des gaz à effet de serre sous l'effet de la photo-oxydation, dont il est possible de mesurer la quantité au cours du temps grâce à un dispositif expérimental reproduisant les conditions de vieillissement d'un enrobé bitumineux. En croisant ces données avec les surfaces de sols scellés précédemment calculées, il sera possible de donner une première estimation des émissions des sols scellés à l'échelle de la France métropolitaine

3) L'enrobé bitumineux, s'il est conservé sur place suite à un descellement, peut-il être (bio) dégradé ? Si oui, quels sont les produits de cette (bio)dégradation, et peut-elle être perceptible par des émissions de dioxyde de carbone ? En quelles quantités ? Certains types de sols favorisent-ils cette (bio)dégradation ?

Hypothèses : Le carbone organique de l'enrobé bitumineux peut-être dégradé en contexte pédologique. Cette dégradation est perceptible par un changement de la récalcitrance thermique du bitume composant l'enrobé. Le suivi des émissions de dioxyde de carbone dans un système simplifié contenant des matériaux terreux en mélange avec du bitume permet de rendre compte de cette dégradation. Le bitume est plus fortement dégradé dans les sols possédant déjà une matière organique avec une composition moléculaire proche de celui-ci.

4) La présence d'enrobé bitumineux dans le sol a-t-elle des conséquences sur le compartiment biologique ? Et notamment sur les communautés microbiennes du sol, les plantes qui y poussent et les organismes d'eau douce se développant dans un lixiviat de sol contenant du bitume ?

Hypothèses : Les communautés microbiennes du sol, ainsi que la germination et la croissance de plantes qui s'y développent sont impactées par la présence d'enrobé bitumineux dans le sol. Il en va de même d'algues douces élevées dans un lixiviat de sol ayant contenu de l'enrobé bitumineux.

5) Peut-on réaliser un bilan des émissions de gaz à effet de serre des différents modes de gestion des sols scellés, allant de leur maintien en place au descellement selon différentes pratiques ? Quels modes de gestion permettent alors d'y stocker le plus de carbone, ou du moins d'y limiter le déstockage du carbone ?

Hypothèses : En mobilisant les connaissances produites au cours de ce travail et des données mises à disposition par des organismes publics et des professionnels du secteur routier, il est possible de réaliser un bilan des émissions de gaz à effet de serre des différents modes de gestion des sols scellés sous la forme de projections sur 30 ans. Le maintien sur place des matériaux bitumineux après descellement permet de diminuer les émissions de CO_2 en provenance des engins de chantier, normalement utilisés pour l'excavation et le transport des couches de roulement hors du site. Les émissions de CO_2 occasionnés par la dégradation du carbone bitumineux dans ces sols sont largement compensées par la végétalisation et la fixation du carbone atmosphérique qu'elle permet.

Chapitre 2. Estimation des stocks de carbone organique dans les Technosols ékraniques

Cette partie se propose de répondre aux questionnements suivants (Figure 2.1) :

- Quelle surface représentent les Technosols ékraniques (TE) en France (métropole et outre-mer) ?
- Quelle proportion de ces sols sont scellés par des matériaux bitumineux ?
- Quelles quantités de carbone organique est contenue dans les sols scellés par des enrobés bitumineux en France (métropole et outre-mer) ?

Dans les développements qui suivent, nous serons amenés à considérer les sols scellés de deux manières différentes : soit en les décrivant physiquement, soit en les désignant selon leur usage. Par exemple, un sol peut être revêtu avec du bitume, des pavés ou du béton (description physique). Ou bien il peut s'agir d'une route communale, d'une autoroute, d'un trottoir, d'une place de stationnement ou d'un tarmac d'aéroport (description selon l'usage).

Bien que parfois poreuse, cette distinction est très souvent utilisée dans les données mobilisées par la suite. De plus, elle sera utile pour éclairer quelles surfaces scellées seront susceptibles d'être descellées, en raisonnant selon leurs usages (voir chapitre 7).

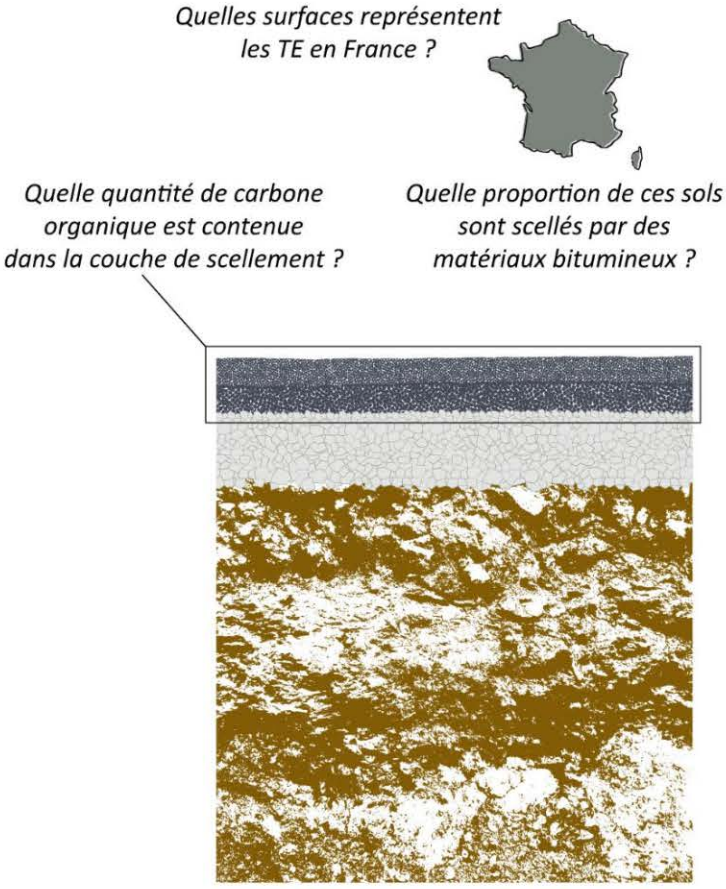


Figure 2.1. Quel est le stock de carbone organique des Technosols ékraniques (TE), en comptabilisant l'horizon de scellement ?

1. *Les données disponibles pour quantifier les sols scellés*

Dans cette section sont présentés les principaux jeux de données disponibles pour la France, de l'échelle la plus fine (fichiers fonciers) à l'échelle la plus globale (données satellitaires).

1.1. Les fichiers fonciers

Les fichiers fonciers désignent les renseignements collectés par l'administration fiscale sur les propriétés bâties et non bâties, en vue du prélèvement de diverses taxes (taxe foncière, taxe d'habitation, fiscalité des entreprises) (Kraszewski, 2019). Ils fournissent des données spatiales détaillées sur le type d'occupation de toutes les surfaces cadastrées, qu'elles soient bâties ou non[6]. Ces données couvrent le territoire de manière homogène, et sont mises à jour annuellement. Cependant, les fichiers fonciers n'incluent pas la partie non cadastrée du territoire, c'est-à-dire le domaine public, pour lesquels il faut donc se contenter d'une estimation, qui n'aura pas la précision à l'échelle locale que permettent les fichiers fonciers. Les surfaces non cadastrées représentent 3,9% de la surface métropolitaine. La liste des occupations de sol non comptabilisées dans les fichiers fonciers et susceptibles d'être (en partie ou en entièreté) des sols scellés est la suivante :

- voies publiques : rues, places, parcs et jardins publics, zones portuaires et chantiers navals, cimetières, routes nationales et départementales, voies communales et chemins ruraux
- certains espaces particuliers, tels que les aérodromes
- camps militaires

1.2. L'enquête Teruti-Lucas

Les données issues de l'enquête *Teruti-Lucas* ont été en partie présentées dans l'état de l'art (Chapitre 1). Elles sont issues de sources de différentes natures : observations de terrain (70 000 points par an), photo-interprétations, et imputations de points à partir de différentes couches géographiques et administratives (BD IGN, RPG, fichiers fonciers) (Kraszewski, 2019). L'intérêt de l'enquête *Teruti-Lucas* est que parmi les 12 catégories de sols qu'elle comporte, elle différencie quatre types d'occupations au sein de la catégorie des sols artificialisés : sols bâtis, sols revêtus, sols stabilisés et autres sols artificialisés. Les occupations dans chacune de ces catégories sont listées exhaustivement (voir chapitre 1). Ainsi, la catégorie des sols revêtus rassemble les routes, autoroutes, places, ronds-points, parcs de stationnement. Si certaines occupations ne sont visiblement pas incluses dans la catégorie des sols revêtus (infrastructures aéroportuaires, terrains militaires, entrepôts de stockage), il s'agit pour l'instant de l'estimation la plus fiable, à disposition sans traitement supplémentaire, pour les sols scellés. Selon l'enquête *Teruti-Lucas*, en 2023 les sols revêtus représentaient représentaient 1 405 287 ha (14 053 km²) en France métropolitaine et 23 364 ha (236 km²) dans les départements et régions d'Outre-mer (DROM-COM) (Agreste, 2025a).

[6] Les fichiers fonciers différencient 13 postes d'occupations du sol : terres agricoles, prés, vergers, vignes, bois, landes, eaux, carrières, jardins, terrains à bâtir, terrains d'agrément, chemins de fers, sols.

1.3. Corine Land Cover (CLC)

Les données Corine Land Cover (CLC) sont produites dans le cadre du programme européen d'observation de la Terre par satellite, Copernicus Land Monitoring Service (CLMS). *Corine* signifie littéralement « coordination de l'information sur l'environnement », tandis que *Land Cover* vient préciser que ces informations portent sur la couverture des sols. Plus précisément, CLC couvre 39 Etats du continent européen, et permet de fournir des cartes d'occupation des sols distinguant les surfaces en 5 grandes catégories, elles-mêmes subdivisées en 50 sous-catégories plus précises. Ces 5 catégories principales d'occupation des sols sont : les territoires artificialisés, les territoires agricoles, les forêts et milieux semi-naturels, les zones humides et les surfaces en eau.

La méthode de cartographie repose principalement sur la photo-interprétation des images satellitaires, c'est-à-dire la conversion d'images (pixels) en polygones (surfaces). Les zones identifiées, pour être raccrochées à une catégorie d'occupation des sols, doivent avoir une surface minimale de 25 ha, à l'intérieur de laquelle l'occupation des sols est alors considérée comme homogène. CLC permet également d'obtenir des cartes d'évolution de l'occupation des sols, mais les changements d'occupation pour être détectés, doivent au moins représenter 5 ha (European Environment Agency, 2009). Les données sont actualisées tous les 6 ans. Dans les faits, cette faible résolution ne permet pas d'obtenir des résultats toujours en phase avec la réalité du terrain, comme le montrent la comparaison de photographies aériennes et les découpages en occupation des sols les concernant (Figure 2.2). Les données CLC sont donc surtout pertinentes pour comparer les situations entre pays européens et pour donner une idée des tendances dans les changements d'occupation des sols. CLC donnait ainsi un taux d'artificialisation de 5,5% pour la France métropolitaine en 2012 (Kraszewski, 2019).

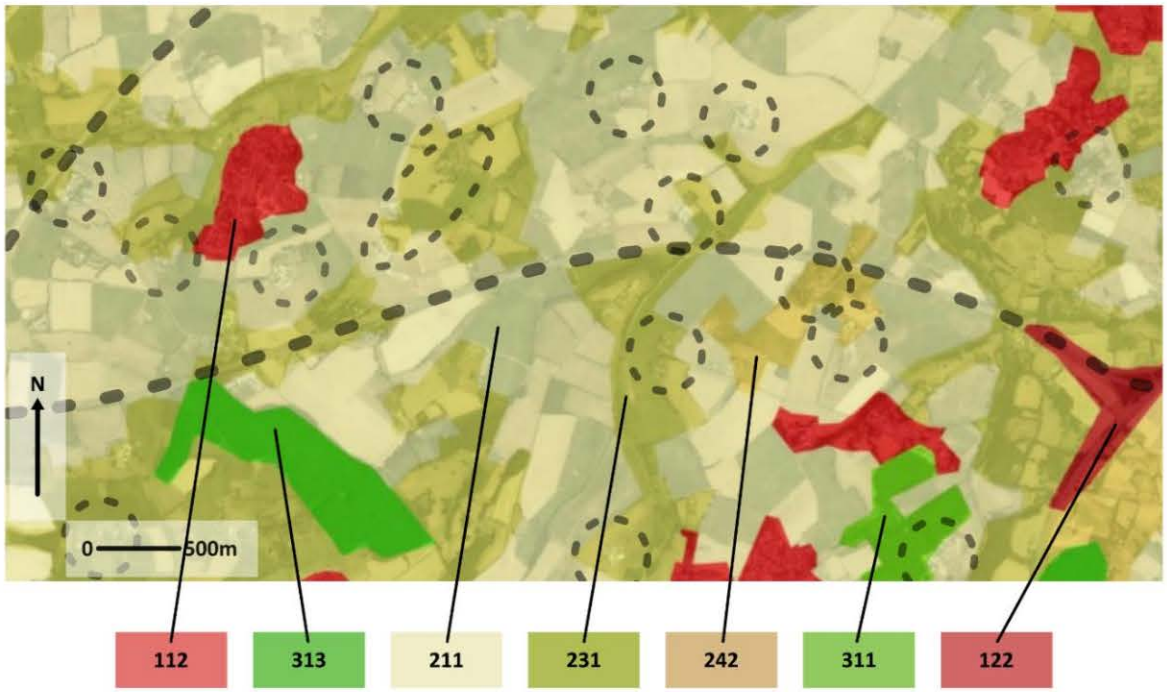


Figure 2.2. Superposition de CLC (2018) et d'une photographie aérienne (Sarthe, 72).
Une autoroute et une voie de chemin de fer (pointillés épais), ou bien des îlots d'habitation (pointillés fins), peuvent être rattachés à du « tissu urbain discontinu » (112), des « forêts mélangées » (313), des « terres arables hors périmètre d'irrigation » (211), des « prairies » (231), des « systèmes culturaux et parcellaires complexes », des « réseaux routier et ferroviaire et espaces associés » (122).

Une nouvelle génération de CLC, appelée CLC+ Backbone (CLC+ BB), est en cours de production. Ces données auront une plus grande précision, grâce à une résolution de 10 m pour la base de données raster[7] (contre 100 m jusqu'à présent) et une surface minimum de 0,5 ha pour la base de données vectorisée (contre 25 ha jusqu'à présent) (VALLOO, 2023). En outre, la fréquence de livraison des données passera de 6 à 3 ans (CLMS : Copernicus Land Monitoring Service, 2024). Enfin, la nomenclature est refondée : la base de données raster possède 16 catégories et celle qui est vectorisée en compte 17 (VALLOO, 2023). Il faut noter la création d'une catégorie *sealed* (scellé) à part entière pour les données *rasters*, qui permettra potentiellement une quantification plus précise (et harmonisée) des surfaces scellées à l'échelle européenne. Ainsi, contrairement à la version initiale, les routes d'une largeur minimum de 10 m (autoroutes par exemple) pourront maintenant être détectées et donc comptabilisées dans les surfaces scellées. Pour l'instant seule le millésime 2018 a été produit, et sa comparaison avec CLC (1ère génération) illustre le gain de précision qu'il permet (Figure 2.3).Le programme CLMS propose en outre, depuis 2006, des données relatives à l'imperméabilité des sols pour les 39 pays européens (Copernicus Land Monitoring Service, 2018). Plus précisément, il s'agit de données quantifiant le degré d'imperméabilité des sols (de 0 à 100 %, résolution de 10 m), les évolutions au cours du temps de ce degré d'imperméabilité (résolution 20 m), et la part du bâti au sein de ces surfaces scellées (résolution 10 m). En France (DROM-COM inclus), selon ces données et celles de CLC+ BB, les surfaces imperméables (incluant ici sols scellés et bâtiments) représentaient 19 937 km² en 2018, sur les 110 702 km² estimés à l'échelle de l'Union Européenne (27 pays) (*Imperviousness in Europe*, 2024).

[7] Une donnée de type *raster* consiste en un assemblage de carrés (ou pixels) au sein d'une matrice, pour chacun desquels une couleur correspondant à une information est affectée. Avec la donnée vectorielle, qui représente l'information sous forme de lignes, points ou polygones, il s'agit d'un des principaux formats utilisés pour représenter une information spatialisée dite SIG pour « système d'information géographique ».

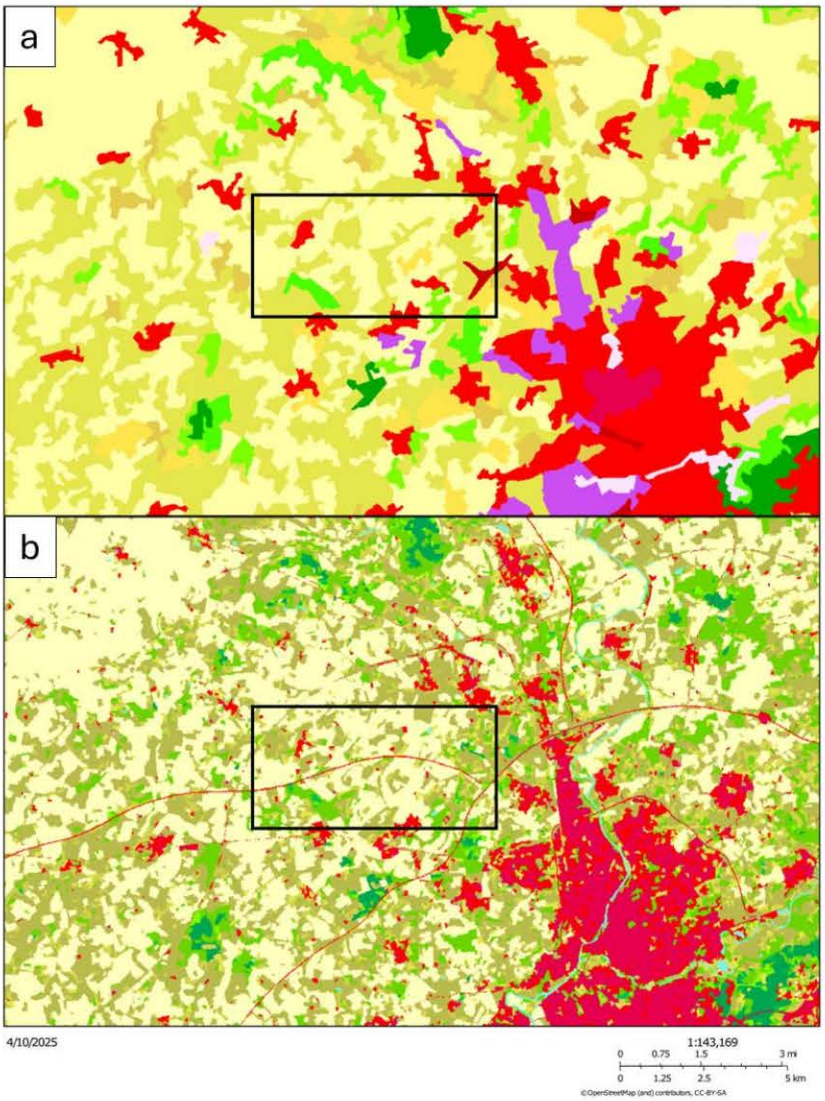


Figure 2.3. Comparaison de l'ancienne version de CLC (a) et de la nouvelle version CLC+ BB (b).
Le rectangle correspond à la zone visée dans la Figure 2.2. © Corine Land Cover

Les données sur l'imperméabilité des sols possèdent deux inconvénients majeurs. D'une part, s'il est théoriquement possible en traitant les jeux de données (raster) à disposition, de différencier au sein des surfaces imperméables les surfaces bâties des surfaces simplement scellées, on ne dispose pas de détails supplémentaires sur l'usage ou l'occupation du sol au sein des surfaces scellées. Parmi les 14 « éléments » considérés comme imperméables (Copernicus Land Monitoring Service, 2018), figurent en effet des occupations du sol telles que des serres en dur ou des rails de chemins de fer, mais la surface représentée par ces occupations n'est pas connue, ce qui rend très incertaine l'estimation de la surface de sols réellement scellés à partir de ces données. D'autre part, la résolution des données satellitaires étant au minimum de 10 m, les données CLC+ BB comme celles sur le degré d'imperméabilité n'ont pas une résolution suffisante pour comptabiliser les routes de moins de 10m de largeur, ce qui est pourtant le cas de la plupart des routes départementales (RD) et communales (RC), qui représentent la majorité du réseau routier français (voir section 3.1).

1.4. Occupation du sol à grande échelle (OCS GE)

Les services de l'Etat décrivent l'OCS GE (occupation du sol à grande échelle) comme « une base de données vectorielle de description de l'occupation du sol » (Gouvernement, 2025) sur le territoire métropolitain et les départements et régions d'outre-mer (DROM). Ces données sont produites à partir de l'interprétation de photographies aériennes, ainsi que d'autres données spatiales produites par l'IGN : éléments structurants du territoire (BD TOPO), zones arborées (BD Forêt) et zonage des espaces agricoles (RPG – Registre Parcellaire Graphique). Depuis peu, l'utilisation de l'intelligence artificielle (IA) pour automatiser la reconnaissance des photographies aériennes (OCS GE « nouvelle génération ») permet de produire des données pour l'ensemble du territoire français, avec une mise à jour tous les 3 ans (temps que requiert la production d'un lot complet de photographies aériennes). Le processus de production de l'OCS GE inclut, après la phase de photo-interprétation assistée par IA, un processus de vérification (boucles de correction) par les utilisateurs potentiels de chaque département : directions départementales des territoires (DDT), agences d'urbanisme et collectivités locales. Une fois ces corrections intégrées, les données sont diffusées. Celles-ci sont pour l'instant disponibles à l'échelle départementale, et non pour la France entière. A l'heure actuelle, 2 millésimes échelonnés sur des périodes de trois ans (pour l'instant : 2017/2020, 2018/2021, 2019/2022, 2020/2023) sont disponibles pour chaque département.

La base de données OCS-GE catégorise l'espace de deux manières distinctes : selon la couverture du sol (CS) qui comprend 14 classes, ou selon l'usage du sol (US) qui en comprend 20. D'après le *Guide utilisateur OCS GE* (Benchetrit, 2024), la couverture du sol « décrit les éléments structurant le paysage sans préjuger de leur fonction » : il s'agit d'une vue « physionomique » de l'espace. L'usage du sol, quant à lui, « indique le rôle que joue la portion de terrain en tant qu'activité économique » : il s'agit d'une vision « anthropocentrée du sol ».

Dans l'OCS, il existe des seuils de surface (ou unité minimale d'intérêt) en deçà desquels des occupations du sol (couverture ou usage) ne sont pas représentées au sein de polygones distincts (IGN, 2022; Touzet, 2015). Il faut ainsi noter que les « zones non bâties » (Figure 2.4, couleur verte) ne sont pas prises en compte si elles représentent une surface de moins de 500 m², ce qui fait que l'OCS GE sous-estime probablement (dans des proportions impossibles à quantifier) une partie de ces surfaces comme les parcs de stationnement ou plateformes imperméables isolés et de petite taille (Figure 2.4, couleur orange). Les trottoirs et autres espaces piétons (Figure 2.4, couleur rouge) sont également un usage du sol particulièrement mal pris en compte par l'OCS GE, du fait qu'ils sont bien souvent à proximité immédiate des bâtiments et donc rattachés à la classe « zones bâties » (Figure 2.4, couleur bleue).



Figure 2.4. Projection de couches OCS GE sur une photographie aérienne d'un quartier résidentiel de Le Mans (Sarthe, 72).

Le vert correspond à la couche CS « Zones non bâties » (CS1.1.1.2), le bleu à la couche CS « Zones bâties » (CS1.1.1.1). En rouge et orange (ajoutés par nos soin), respectivement les zones piétonnes et petites zones scellés non affectées aux zones non bâties et donc sous-estimées par OCS GE.

Inversement, il existe aussi un seuil de largeur (largueur minimale d'intérêt) de 5 mètres pour la prise en compte des réseaux routiers, ferrés et hydrographiques. Ainsi, aux routes dont la chaussée est étroite et qui mesurent moins de 5 m de large (Figure 2.5, flèche verte), ce qui est le cas de nombreuses routes communales en milieu rural, OCS GE attribue malgré tout une largeur de 5 m à son polygone représentant la surface couverte par la route (Figure 2.5, flèche rouge). Ce seuil conduit mécaniquement à surestimer les surfaces occupées par les chaussées les plus étroites (moins de 5 m), et constituera dans le cadre de notre travail une des principales limites des données OCS GE.



Figure 2.5. Projection de la couche US « Réseaux routiers » (US4.1.1) d'OCS GE sur une route de campagne (Sarthe, 72).

Le polygone apparaissant en vert (largeur de 5 m) surestime la largeur réelle de la route (2,8 m).

1.5. Comparaison des bases de données

Le tableau 2.1 résume les caractéristiques principales de chacun des 4 jeux de données que nous venons de présenter.

	Fichiers fonciers	Teruti-Lucas	CLC | CLC+BB	OCS GE
Source de la donnée	Administration fiscale	Observations + photographies aériennes	Satellites	Photographies aériennes
Fréquence de mise à jour	Annuelle	Annuelle	CLC : 6 ans CLC+BB : 3 ans	3 ans
Résolution spatiale de la donnée	Parcelle cadastrale	Entre 40 et 180 ha selon localisation	CLC : 25 ha CLC+BB : 0,5 ha	Entre 200 et 2500 m²
Format de la donnée	Non spatialisée (tableau de données)	Non spatialisée (tableau de données)	Spatialisée (rasters & vecteurs)	Spatialisée (vecteurs)
Nombre de classes (nomenclature)	13	12	CLC : 44 CLC+BB : 13 (rasters) ou 17 (vecteurs)	14 (CS) et 20 (US)
Prise en compte des infrastructures routières	Non	Oui	Oui	Oui
Distinction bâti/non bâti	Partielle	Oui	Non	Oui

Tableau 2.1. Caractéristiques principales des 4 jeux de données étudiés.
CS : couverture du sol ; US : usage du sol.

Pour les fichiers fonciers, l'absence potentielle de la majeure partie des sols scellés présents sur l'espace public, notamment les routes, parkings et places diverses est un inconvénient rédhibitoire. En outre, ils n'intègrent pas dans leur nomenclature de distinction entre sols perméables (ou scellés) et sols imperméables. Ils ne seront donc pas utilisés pour estimer la part des sols scellés en France métropolitaine.

Les données CLC+BB, d'une précision non négligeable, sont intéressantes pour effectuer des comparaisons entre plusieurs pays européens. Mais elles restent beaucoup moins précises que les données OCS GE (Figure 2.6), et la classification de cette nouvelle génération, moins précise que la précédente, ne fournit aucune indication sur les usages des sols scellés, pas plus qu'elle ne distingue entre sols scellés et bâtiments. Les données CLC+BB ne pourront donc pas être utilisées dans ce travail de quantification des surfaces scellées.

Ce sont donc les données *Teruti-Lucas* et OCS-GE qui sont les plus fiables pour obtenir une estimation de la surface couverte par les sols scellés en France, du fait de la précision de leur nomenclature et de leur mode de production. A l'inverse de l'OCS-GE, la base de données *Teruti-Lucas* ne nécessite pas de traitements supplémentaires pour obtenir une estimation de la surface de sols scellés en France et Outre-mer, qu'elle chiffre à 14 289 km². Le choix a été fait de traiter les données OCS GE, afin d'obtenir une deuxième estimation de la surface de sols scellés en France (couverture physique), que nous pourrons comparer à l'estimation de *Teruti-Lucas*. Cela permettra aussi d'obtenir des informations sur les usages qui sont faits de ces sols scellés.

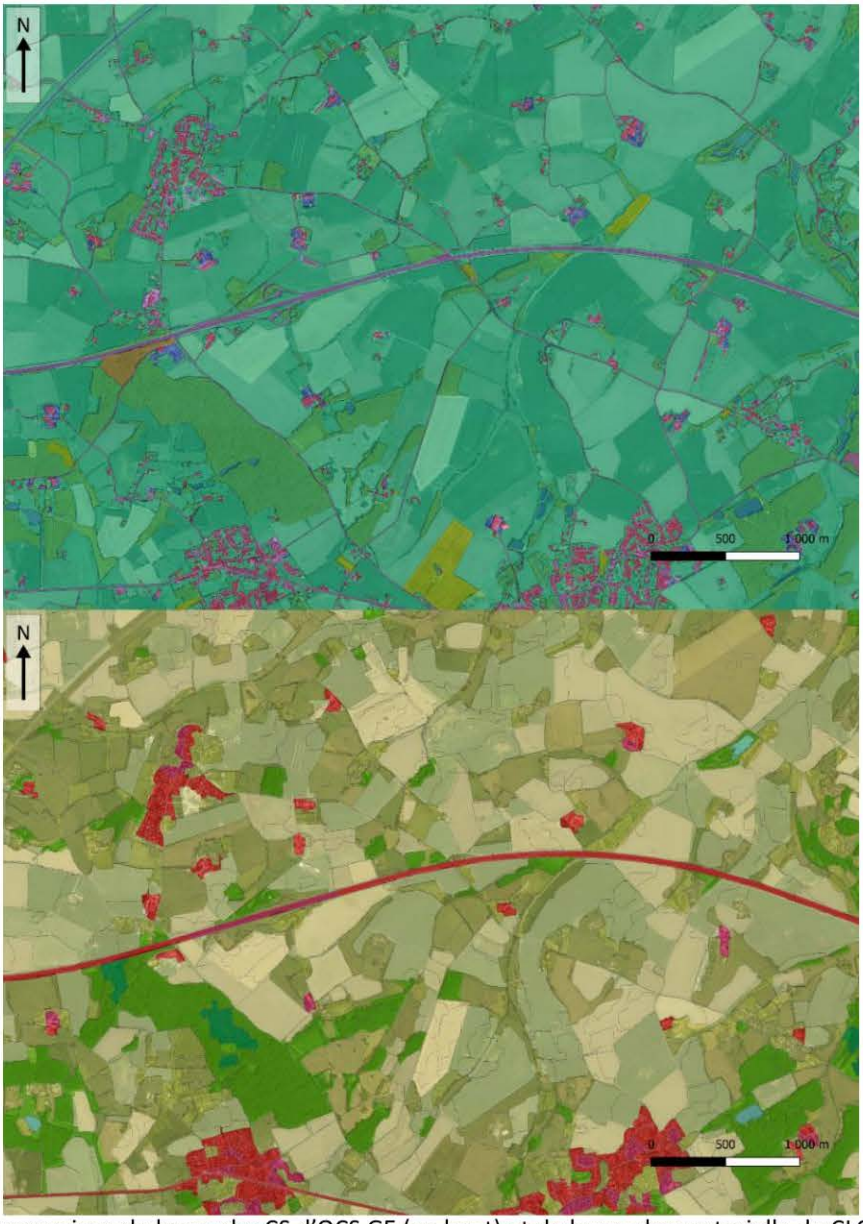


Figure 2.6. Comparaison de la couche CS d'OCS GE (en haut) et de la couche vectorielle de CLC+BB (en bas).

2. Utilisation des données OCS GE pour estimer la surface de sols scellés et leurs usages (E+)

L'examen du contenu des classes OCS GE a permis de retenir la couverture de sol (CS) « Zones non bâties », et les usages de sol (US) « Production secondaire », « Production tertiaire », « Réseaux routiers », « Réseaux aériens » et « Usage résidentiel », dont le contenu détaillé est disponible dans le tableau 2.2. La classe « usage mixte » (US235) regroupe les surfaces mixant productions des secteurs secondaire et tertiaire et usage résidentiel. Elle représente des surfaces faibles très inégales selon les départements (par exemple : 1000 ha dans le Val-d'Oise ou en Essonne, contre 1 ha en Vendée), et son hétérogénéité rend difficile la tâche de lui affecter un type de sol scellé en particulier. Elle n'a donc pas été intégrée dans le décompte des surfaces scellées.

	Couverture du sol (CS)	Usage du sol (US)				
Nom OCS GE	Zones non bâties	Production secondaire	Production tertiaire	Usage résidentiel	Réseaux routiers	Réseaux aériens
Code OCS GE	CS1.1.1.2	US2	US3	US5	US4.1.1	US4.1.3
Définition	Terrains rendus imperméables par un revêtement artificiel asphalté, bétonné.	Activités industrielles et manufacturières consistant à fabriquer des biens manufacturés et produits à partir de la production du secteur primaire.	Services constituant des produits pour d'autres entreprises et consommateurs, tant privés que publics.	Zones utilisées principalement pour le logement des personnes	Zones utilisées pour le transport routier	Zones utilisées pour le transport aérien
Description du contenu	L'ensemble des terrains partiellement ou totalement imperméabilisés, en particulier les sols asphaltés, bétonnés, couvert de pavés ou de dalles.	Activités d'entreposage et de transport directement liées aux activités manufacturières.	Services commerciaux, services financiers, services spécialisés et services d'information, services publics, services culturels, services de loisirs et services récréatifs.	Logements unifamiliaux, bâtiments résidentiels multifamiliaux et résidences mobiles, aires accueillant les gens du voyage.	Infrastructures associées au transport routier, par exemple : routes, parkings ou stations-services, aire de repos.	Infrastructures associées au transport aérien, par exemple : aéroports et services connexes.

Tableau 2.2. Définition des classes US faisant partie de la classe CS « Zones non bâties » d'OCS GE, et retenues pour l'estimation de la surface de sols scellés.

Les surfaces correspondant aux zones non bâties sont proches de la définition des sols revêtus de la nomenclature *Teruti-Lucas*. Les surfaces correspondant aux 5 usages retenus sont incluses dans les surfaces de couverture du sol. D'un point de vue du traitement des données, cela signifie que seront sélectionnées au sein des surfaces imperméables seulement les surfaces relevant des 5 usages, ou autrement dit que l'on va sélectionner dans les surfaces relevant des 5 usages, les seuls sols imperméables. Cette possibilité de sélectionner les sols selon l'usage qui en est fait, est un des intérêts de l'OCS GE, car cela permet de raffiner l'information, et pourrait être utile pour guider les choix des sols à desceller (Chapitre 7).

Le traitement des données de l'OCS-GE avec le logiciel de SIG QGIS permet de calculer les surfaces occupées par la couverture et les 5 usages du sol retenus. Cela est rendu possible par la nature vectorielle des données : puisqu'il s'agit d'une multitude de polygones classés selon la nomenclature décrite ci-dessus, il est possible de les sélectionner, de calculer leur aire individuellement puis de sommer l'aire de tous ces polygones, afin d'aboutir à une aire totale pour chaque classe. Les étapes nécessaires pour aboutir à ces résultats, depuis le téléchargement des données jusqu'à leur traitement avec QGIS, sont présentées en annexe 2. Les données pour la Guyane n'étant pas disponibles au moment où ce traitement a été réalisé, ce territoire n'a pas été inclus dans notre estimation. Les résultats obtenus avec cette méthode permettent d'aboutir à une **surface totale de 12 409 km² de sols**

scellés (France métropolitaine + La Réunion, Guadeloupe, Martinique et Mayotte), qui sera celle retenue dans la suite de ce travail. Ces surfaces représentent 2,23 % du territoire concerné (556 068 km², hors Guyane). Cette surface représente 96,7 % de la surface de la classe « Zones non-bâties » (CS1.1.1.2), qui recouvre 12 831 km². Cela veut dire que les 5 usages de sol retenus représentent 96,7 % des sols imperméables tels que catégorisés par OCS GE.

Usages	Surface scellée	Proportion	Part France
	km²	%	%
Production secondaire	456,5	3,7	0,08
Production tertiaire	1 489,9	12,0	0,27
Usage résidentiel	673,8	5,4	0,12
Réseaux routiers	9 707,1	78,2	1,75
Réseaux aériens	81,8	0,7	0,01
Somme	12 409,0	100,0	2,23

Tableau 2.3. Surfaces de sols scellés déclinées selon 5 usages.
Données obtenues seulement avec les données OCS-GE (hors Guyane) ; Proportion : part représentée par l'usage du sol scellé sur l'ensemble des sols scellés ; Part France : part représentée par l'usage du sol scellé par rapport à l'ensemble du territoire couvert (556 068 km²)

L'intérêt de cette estimation des surfaces de sols scellés en France est qu'elle est subdivisée en 5 classes d'usages, chacune chiffrée à l'hectare près. Elle présente d'un côté un risque de sous-estimation des surfaces scellés, car les trottoirs et les zones scellées de petite taille ne sont pas pris en compte, et de l'autre un risque de surestimation de la surface couverte par les infrastructures routières, du fait de la largeur minimale de 5 m pour leur prise en compte. Le risque de surestimation étant probable, en raison de la part prépondérante des routes communales dans le réseau routier français, nous considérerons qu'il s'agit d'une estimation haute et la nommerons E+ dans la suite de notre propos. Il est donc intéressant de produire une nouvelle estimation basée sur les usages, afin de la comparer avec cette première estimation faite avec l'OCS GE.

3. *Méthode d'estimation de la surface totale scellée par trois usages des sols (E-)*

Nous avons fait le choix d'estimer les surfaces couvertes par les sols scellés de trois usages qui sont, selon nous, les contributeurs majeurs au scellement des sols : réseaux routiers, places de stationnements pour voitures et trottoirs. Lorsque nous avons dû formuler des hypothèses, notre choix s'est à chaque fois porté sur des valeurs minimales, d'une part car nous voulions que la même logique préside au choix de tous les paramètres de ce calcul et d'autre part car nous trouvions pertinent de disposer d'une estimation basse des surfaces scellés, qu'on nommera *E-* dans la suite de notre propos.

3.1. Le réseau routier

D'après les données les plus récentes, fournies par les services statistiques de l'Etat (*Infrastructures de transport*, s. d.), en 2021 l'ensemble du réseau routier français (DROM-COM compris) mesurait 1 105 094 km de long, dont plus de 98 % sont représentées par les routes communales et départementales (Tableau 2.4). Afin de passer d'une valeur linéaire à une valeur surfacique, il faut connaître la largeur par type de route. Précisions d'ores et déjà que cette méthode, qui s'appuie sur le linéaire routier, ne permet pas d'intégrer un certain nombre d'infrastructures de transport comme les bandes d'arrêt d'urgence, les aires d'autoroutes, ou les bretelles d'insertion. Par ailleurs, on verra qu'il n'est pas aisé d'affecter des largeurs à chaque type de route, en raison de nombreux cas particuliers qu'on l'on détaillera par la suite, et parce qu'il n'existe pas de largeur obligatoire pour chaque type de route. Nous devons donc nous appuyer sur des documents techniques édictant des préconisations.

La largeur recommandée pour une **voie d'autoroute** (concédée ou non) est de 3,5 mètres (Ministère des Transports, 2000), et la majorité du linéaire autoroutier est constitué d'autoroutes à 2x2 voies. D'après l'Association des Sociétés Françaises d'Autoroutes (ASFA), la proportion d'autoroutes en 2x2 voies est de 73 %, celle en 2x3 voies de 26 % et celle en 2x4 voies de 1 % (ASFA, 2024), pourcentages qui ne concernent que les autoroutes concédées mais que nous avons fait le choix d'appliquer aussi aux autoroutes non concédées. Les hypothèses faites et les surfaces auxquelles elles permettent d'aboutir sont résumées dans le Tableau 2.4 (qui intègre toutes les routes). Il faut prendre en compte les bandes d'arrêt d'urgence sur le réseau autoroutier, dans les deux sens de circulation. Leur largeur, fixée par voie réglementaire (Ministère des Transports, 2000) est de 2,50 m ou de 3 m « lorsque le trafic poids lourd excède 2000 véhicules par jours ». Toujours d'après l'ASFA, le trafic moyen sur une autoroute française était de 4584 camions par jour en 2023 (ASFA, 2024). Ainsi, nous considérons dans notre calcul que tout le linéaire d'autoroute est équipé de 2 sections de bandes d'arrêt d'urgence de 3 mètres de large chacune.

La largeur recommandée pour une **voie de route nationale** est également de 3,5 m (Ministère des Transports, 2000). Nous n'avons pas trouvé de données sur la proportion des routes nationales en 2x2 voies. D'après notre propre fréquentation des routes nationales, nos discussions avec plusieurs personnes se déplaçant régulièrement sur ce réseau en France, et suite à la consultation de professionnels du secteur, nous avons conclu que la configuration en 2x2 voies relevait plutôt de l'exception. Du fait de la difficulté à estimer la part de routes en 2x2 fois et dans un souci de ne pas surestimer la surface couverte par le réseau routier national, nous considérerons donc pour notre calcul que l'entièreté de ce réseau est en 2x1 voies. En outre, malgré la présence ponctuelle de bandes d'arrêt d'urgence au bord des nationales, nous ne les considérons pas dans notre calcul.

Pour les routes départementales et communales, les hypothèses retenues auront un impact beaucoup plus important sur le résultat surfacique final, du fait que ce réseau représente 98 % du linéaire total. Pour **les routes départementales**, un guide récemment édité par le CEREMA (2022) *préconise* pour une « route ordinaire à 2 voies » des largeurs de 3, 3,25 ou 3,50 m par voie selon que le trafic est modéré, intermédiaire ou élevé. Nous faisons l'hypothèse pour notre calcul que les routes départementales sont toutes à 2x1 voie, et que chaque voie possède une largeur de 3 m. Pour les **routes communales**, une réponse du ministère de l'intérieur, le 15 octobre 2015, à une question posée par un sénateur éclaire leur statut (Ministère de l'Intérieur, 2015) : « les dimensions d'une voie peuvent être jugées suffisantes au regard d'un projet et insuffisantes au regard d'un projet de plus grande importance. Dans ce contexte, il n'existe aucune norme fixant la largeur minimale des voies

communales. » Il ne nous a semblé ni pertinent ni réaliste d'effectuer un échantillonnage aléatoire des routes communales sur l'ensemble des départements français pour en mesurer leur largeur et effectuer une moyenne, car au vu de la diversité des situations il aurait fallu un nombre très élevé d'échantillons. En se basant sur notre fréquentation des routes communales, nous considérerons que la majorité du réseau de routes communales n'est pas à 2x1 voie, car il nous semble peu courant que des véhicules puissent s'y croiser sans ralentir voire déborder sur l'accotement. De plus, étant donné la part prépondérante des routes communales sur le linéaire total, nous préférons faire le choix d'une hypothèse de largeur minimaliste, toujours afin de se prémunir contre une surestimation de la surface de routes. Nous considérons donc dans notre calcul que toutes les routes communales mesurent 4 mètres de large en totalité. Il s'agit également de la largeur retenue par les auteurs (anonymes) d'un calcul similaire au nôtre (CIMbéton, 2009).

	Type de route	Longueur (km)	Largeur voie (m)	Nombre voies	Surface (km²)	Total (km²)
Autoroutes	Autoroutes 2x2 (73 %)	8 514,7	3,5	4	119,2	256,1
	Autoroutes 2x3 (26 %)	3 032,6	3,5	6	63,7	
	Autoroutes 2x4 (1 %)	116,6	3,5	8	3,3	
	Bande d'arrêt d'urgence	11 664	3	2	70	
Routes nationales	Routes nationales (2x1)	9 581	3,5	2	67,1	67,1
Réseau secondaire	Routes départementales	378 906	3	2	2273,4	2273,4
	Routes communales	704 942	4	1	2819,8	2819,8
	Total	**1 105 094**				5 416,4

Tableau 2.4. Linéaires de routes en France métropolitaine et hypothèses retenues pour parvenir à une donnée surfacique (Infrastructures de transports, s.d.).

L'ensemble des hypothèses faites permet d'aboutir à une surface totale couverte par les routes de **5416,4 km²**. Il s'agit d'une surface minimale, car nous avons à chaque fois fait le choix d'hypothèses prudentes. De plus, il existe d'autres raisons pouvant amener à une variation de la largeur des voies, ou de la chaussée dans son ensemble, comme lorsque la route traverse un ouvrage d'art (ponts, tunnels) ou qu'elle effectue un virage, la voie étant alors souvent élargie (CEREMA, 2022).

3.2. Les places de stationnement (ou parkings)

Les surfaces dédiées au stationnement automobile ne font l'objet d'aucun recensement systématique ou centralisé comme c'est le cas pour les routes. Nous n'avons trouvé qu'une source, qui correspond à une étude récente réalisée par un bureau d'études mais ne valant que pour la France métropolitaine (Cordier, 2023). Pour effectuer son calcul, l'auteur s'appuie sur des données fournies par la métropole de Lille pour le stationnement public, qu'il extrapole à la France entière Paris exceptée, pour laquelle des données précises existent. Il fait en outre l'hypothèse que seuls 60 % des places sont explicitement affectées au stationnement, et que 40 % entrent dans une autre catégorie : les espaces utilisés comme places de stationnement (chaussée, trottoir, places publiques) mais dont ce n'est pas l'affectation

première. Cette occupation non encadrée de l'espace public par l'automobile concernerait surtout « les petites villes et les villages ainsi que les quartiers périphériques des villes moyennes et grandes ».

Nous avons fait le choix d'intégrer dans notre calcul uniquement les premiers 60 %, et d'exclure les 40 % restant, car ils concernent en partie des occupations du sol déjà intégrées dans notre calcul (chaussées et trottoirs), exception faite des places publiques. Ainsi, nous considérons que **522 km²** sont consacrés au stationnement sur le territoire métropolitain.

3.3. Les trottoirs

D'un point de vue légal, le trottoir désigne l'espace affecté principalement aux piétons (article R412-34 du Code de la route). Cette définition recouvre un certain nombre de réalités dans les villes et villages : places piétonnes, zones piétonnisées (centre-ville, berges d'un cours d'eau, cours de résidences, chemins non accessibles aux voitures), et bien-sûr espaces bordant directement les rues, qui correspondent à l'acception du terme « trottoir » en français. Les données quantitatives à notre disposition ne donnent pas explicitement de définition du terme « trottoir », mais nous pouvons déduire de la lecture des documents dans lesquelles elles figurent que la réalité désignée par ce terme correspond à celle la plus usitée dans la langue française : l'espace surélevé longeant une chaussée et dédié principalement à la circulation des piétons.

D'une manière générale, nos recherches menées en ligne montrent que l'estimation de la surface occupée par les trottoirs est difficile à réaliser car les données disponibles sont rares et ne permettent pas à elles seules de parvenir facilement à un résultat. Nous avons ainsi trouvé des données pour seulement 6 entités urbaines (villes ou métropoles) (Tableau 2.5), qui proviennent toutes directement des services administratifs locaux (ville ou métropole), sauf à Paris pour laquelle les sources sont d'origines multiples. Les données sont soit linéaires (mètres de trottoirs), soit surfaciques (m² de trottoirs). Pour les données linéaires, il nous faut faire une hypothèse de largeur des trottoirs afin d'aboutir à une donnée surfacique : nous avons fait l'hypothèse que les trottoirs mesuraient tous 1,40 mètre de large, seuil qui correspond à la valeur minimale fixée par un arrêté du ministère des transports de 2007 (Ministère des Transports, 2007). Si cette valeur sous-estime probablement la réalité, elle correspond à notre choix constant de préférer aboutir à une valeur-seuil basse plutôt qu'à une valeur surestimée.

Les surfaces de trottoirs obtenues pour 5 entités urbaines (en excluant les données de Paris) nous ont ensuite permis de calculer un pourcentage moyen de surface de trottoir par rapport à la surface concernée, valeur que nous appelons Indice trottoir (IT) (Tableau 2.5). La ville de Paris étant particulièrement bien dotée en trottoirs, comme le montrent les pourcentages indiqués dans le tableau 2.5, nous avons fait le choix de l'extraire de notre jeu de données pour une estimation à l'échelle du territoire national, toujours dans le souci de ne pas surestimer les surfaces calculées.

Localité	Longueur (m)	Surface (km²)	Surface cible (km²)	% trottoirs par rapport à surface cible
Paris (ville)	-	**26,50**	105,40	25,14
Paris (ville)	-	**10,00**	105,40	9,49
Paris (ville)	-	**10,00**	105,40	9,49
Paris (ville)	**3 000 000**	4,20	105,40	3,98
Paris (ville)	-	**12,00**	105,40	11,39
Saint-Nazaire (ville)	**420 000**	0,59	46,79	1,26
Lille (métropole	**7 800 000**	10,92	672,00	1,63
Lyon (métropole)	-	**8,00**	534,00	1,50
Nantes (métropole)	-	**4,14**	523,40	0,79
Orléans (ville)	**300 000**	0,42	34,22	1,23
Indice trottoir (IT)				1,28

Tableau 2.5. Linéaires de trottoirs de 6 villes françaises et hypothèses retenues pour parvenir à un indice trottoir (IT).

Les valeurs en gras sont les valeurs obtenues dans la littérature grise et ayant permis de calculer l'IT. L'encadré rouge indique les données finalement retenues pour le calcul de l'IT.

La moyenne des IT des 5 entités urbaines (sans les données de la ville de Paris) est de 1,28 %.

Il faut ensuite choisir une valeur surfacique à laquelle rapporter l'IT. Plus précisément, il s'agit de ne sélectionner que les espaces correspondant à des trottoirs, donc des endroits où l'on s'attend à ce que des piétons circulent. Pour ce faire, trois types de zonage ont retenu notre attention : part du territoire français couverte par les villes (unités urbaines), part des surfaces artificialisées en France métropolitaine (données *Teruti-Lucas*), ou encore part de tissu urbain continu, discontinu et zones industrielles ou commerciales et installations publiques (données CLC).

Les unités urbaines sont un zonage utilisé par l'INSEE pour désigner « une commune ou un ensemble de communes présentant une zone de bâti continu (pas de coupure de plus de 200 mètres entre deux constructions) qui compte au moins 2 000 habitants. » En 2020, leur nombre s'élevait à 2471, et elles représentaient pour la France métropolitaine et l'Outre-mer, une superficie de 137 600 km².

Les surfaces artificialisées « regroupent l'habitat et les espaces verts associés, les zones industrielles et commerciales, les équipements sportifs ou de loisirs, les réseaux de transport, les parkings ou encore les mines, décharges et chantiers » (Kraszewski, 2019). Dans la base de données *Teruti-Lucas*, les surfaces artificialisées pour la France et l'Outre-mer sont estimées à 53 410 km².

Le tissu urbain continu, le tissu urbain discontinu et les zones industrielles ou commerciales et installations publiques sont des catégories issues de la base données CLC (voir section 1.3), dont la définition correspond globalement à celle des surfaces artificialisées :

- tissu urbain continu : « les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes couvrent la quasi-totalité du sol. La végétation non linéaire et le sol nu y sont exceptionnels » ;
- tissu urbain discontinu : « les bâtiments, la voirie et les surfaces artificiellement recouvertes coexistent avec des surfaces végétalisées et du sol nu, qui occupent de manière discontinue des surfaces non négligeables » ;

- zones industrielles ou commerciales : les zones recouvertes artificiellement (zones cimentées, goudronnées, asphaltées ou stabilisées : terre battue, par exemple), sans végétation occupent la majeure partie du sol. Ces zones comprennent aussi des bâtiments et / ou de la végétation (European Environment Agency, 2009).

Cet ensemble de zonages relevant de l'urbain représentait en 2018, pour la seule France métropolitaine, 29 730 km².

Le zonage en unités urbaines (INSEE) semble surestimer la réalité qu'on cherche à approcher car il inclue l'ensemble de la superficie des communes en faisant partie. Il en va ainsi, par exemple, de la superficie d'une commune en périphérie d'une unité urbaine, dont plus de 90 % du territoire serait agricole ou forestier. A l'inverse, l'exclusion des petites communes isolées des unités urbaines ajoute à l'imprécision de ce zonage, que nous ne retiendrons donc pas pour notre estimation. Quant aux données données *Teruti-Lucas*, elles incluent des occupations du sol comme les mines ou les terrains de sport dans les surfaces artificialisées, ce qui conduit probablement à une surestimation des zones urbanisées. C'est pourquoi nous avons fait le choix d'utiliser les données CLC, dont la surface minimale pour constituer un polygone (25 ha) exclut certes une partie des communes rurales, mais ne surestime pas la réalité urbaine. Il s'agit donc d'une fourchette basse, qui n'inclut pas les DROM-COM. En appliquant l'IT à cette surface, on aboutit à une superficie de trottoirs de **380,43 km²** pour la France métropolitaine (Tableau 2.6).

	Surfaces (km²)
Tissu urbain continu	445,5
Tissu urbain discontinu	25 087,6
Zones industrielles ou commerciales	4 196,4
Total (zonage urbain)	29 729,5
Superficie trottoirs	380,4

Tableau 2.6. Surfaces des 3 classes CLC correspondant au zonage urbain et superficie de trottoirs correspondante.

Sur la base de ces différents calculs, nous estimons que les **surfaces scellées représentent en France un minimum de 6318,8 km²**, estimation qui intègre le réseau routier (France entière), les places de stationnement (métropole) et les trottoirs (métropole) (Tableau 2.7). Cette estimation correspond à une fourchette basse et sera dénommée E-.

	Surfaces (km²)
Réseau routier (France)	5 416,4
Places de stationnement (métropole)	522,0
Trottoirs (métropole)	380,4
Total (E-)	6 318,8

Tableau 2.7. Superficie couverte par les trois usages de sols retenus pour E-.

3.4. Comparaison de E+ et E- avec les données disponibles

La base de données Teruti-Lucas estime que les sols scellées couvrent 14 289 km², ce qui est supérieur à E+ (12 409 km²) et plus de deux fois supérieur à E- (6 319 km²). Une autre estimation (CIMbéton, 2019) disponible sur le site *web* Infociments[8], chiffre la surface représentée par le seul réseau routier (réseaux national, départemental et communal) à 5 166 km². Cette estimation, qui ne justifie pas les hypothèses faites sur les largeurs de voirie, est quasiment deux fois moindre que l'estimation faite pour le réseau routier dans E+ (9 707 km²) mais est très proche de celle faite dans E- (5416 km²). En outre, E+ et E- présentent l'intérêt principal de différencier des usages au sein des sols scellés. E+ et E- peuvent donc être envisagées comme les deux bornes (supérieures et inférieures) de la réalité chiffrée des sols scellés en France, et seront utilisées comme telles dans l'ensemble des calculs réalisés dans la suite de ce chapitre.

4. Données requises pour convertir des surfaces de sols scellés en stock de carbone

Si nous sommes parvenus à fournir plusieurs estimations de la surface occupée par les sols scellés en France, nous ne savons pas encore la part qu'occupent les matériaux bitumineux dans ce total, ni quelle masse de carbone organique (CO) ils représentent. Il faut donc des données supplémentaires pour passer des surfaces aux volumes.

4.1. Taux d'emploi de matériaux bitumineux en surface pour chaque usage

N'ayant pas trouvé de données sur la part que représentent les matériaux bitumineux sur l'ensemble des sols scellés en France, nous approcherons cette réalité en formulant des hypothèses sur le taux d'emploi des matériaux bitumineux pour les différents usages des sols scellés. Nous nous baserons donc sur les estimations faites à partir des données OCS GE (E+) et des trois types principaux d'usage du sol (E-).

4.1.1. Taux d'emploi pour E-

Il existe des données pour le réseau routier, lequel serait couvert à 95 % (en surface) par des matériaux bitumineux (Groupement professionnel des bitumes, 2013). Il faut souligner que cette estimation provient d'une association qui représente les intérêts des industriels du secteur, mais il s'agit de la seule source que nous avons pu trouver. Nos conversations avec plusieurs personnes travaillant dans le secteur routier valident plutôt cette estimation, que nous retiendrons donc pour la suite. Les autres matériaux pouvant être utilisés en couche de roulement sont principalement les pavés et dalles dans les centres-villes, ainsi que le béton de ciment sur certaines portions de chaussées devant supporter la circulation de véhicules lourds comme les bus.

Si aucune donnée n'a été trouvée pour les places de stationnement, notre fréquentation des centre-ville et périphéries des villes (zones commerciales et artisanales) nous laisse penser que l'usage de

[8] Qui se présente comme une « plateforme d'information (…) proposée par les organisations professionnelles de l'industrie cimentière »

pavés (en béton de ciment ou en pierre naturelle), de bétons de ciment voire de revêtements alvéolaires perméables est plus courant que sur le réseau routier, sans pour autant être majoritaire. Nous considérerons donc pour notre calcul que 70 % des places de stationnement sont revêtues avec un matériau bitumineux. Il n'existe pas non plus de données pour les trottoirs, pour lesquels le recours aux pavés et dalles est également courant. Pour notre calcul, nous considérerons que 60 % des trottoirs sont couverts avec un matériau bitumineux.

4.1.2. Taux d'emploi pour E+

L'estimation E+ faite à partir des données OCS-GE comprend d'autres usages du sol pour lesquels nous devons encore déterminer la part de l'enrobé bitumineux, mais il faut rappeler que d'après cette estimation, le réseau routier représente 78 % des surfaces scellés (Tableau 2.3). Il faut donc relativiser le caractère déterminant des estimations faites pour les autres usages de sol, comme les places de stationnement, les trottoirs, les infrastructures aéroportuaires, les plateformes logistiques ou les aires d'entreposage.

Pour rappel, les usages des sols scellés compris dans E+ sont les suivants : réseau routier, production secondaire, production tertiaire, infrastructures aéroportuaires et usage résidentiel.

Outre la route en elle-même, la classe des réseaux routiers comprend également des usages comme les stations-services ou les aires de repos, où des matériaux à base de béton de ciment peuvent être utilisés ponctuellement, pour éviter les détériorations de la chaussée liées à des fuites d'hydrocarbures ou au stationnement de véhicules lourds. Cependant nous considérerons que la proportion de telles infrastructures est négligeable, et appliquerons le taux de 95 % à l'ensemble de cette classe.

Les sols scellés relevant de productions du secteur secondaire sont les zones de stationnement, de manutention et de stockage situées autour des bâtiments où se déroulent les activités en question. Nous avons vérifié sur des photographies aériennes à quels revêtements correspondaient les sols scellés du secteur secondaire dans 3 départements (Sarthe, Vendée, Meurthe-et-Moselle). Plus précisément, nous avons survolé quelques dizaines de polygones de cette classe et comparé cela à la photographie correspondante. Cette vérification nous permet de formuler l'hypothèse qu'au moins 80 % des sols scellés de cette catégorie sont revêtus d'un enrobé bitumineux, taux que nous retiendrons pour notre calcul et qui correspond à un minimum. Les autres types de revêtements semblaient correspondre à du béton de ciment ou des sols minéraux très fortement compactés, sur des sites comme des unités de production de béton, d'enrobé bitumineux ou des plateformes de traitement de déchets du BTP.

Les sols scellés relevant de productions du secteur tertiaire sont surtout des zones de stationnement et plus marginalement des zones de déambulation de piétons. Le stationnement est principalement dédié aux véhicules personnels des salariés, et plus secondairement à des poids lourds, qui par exemple approvisionnent les centres commerciaux. Pour les sols scellés de cette classe d'usage, nous ferons l'hypothèse qu'ils sont constitués à 90 % de matériaux bitumineux, sur la base de la même vérification que celle présentée dans le paragraphe précédent.

Les sols scellés relevant de l'usage résidentiel sont essentiellement les places de stationnement pour voitures associées aux logements collectifs et individuels, et plus à la marge, les allées dédiés à la circulation piétonne. Une vérification de la correspondance des sols scellés de cette classe avec les photos aériennes dans les trois mêmes départements que précédemment, montre que cette catégorie

discrimine de manière moins fine les sols scellés. C'est probablement imputable à la taille réduite des polygones et à la présence interstitielle de petits espaces verts (pieds d'arbres, gazons, parterres fleuris et arborés) associés aux logements, mais inclus dans la classe des sols scellés (« Zones non-bâties ») par OCS GE car situés à proximité immédiate des places de stationnement et allées piétonnes. Nous faisons donc l'hypothèse prudente, pour notre calcul, que 60 % des sols scellés de cette catégorie le sont avec un matériau bitumineux, les 40 % restants se répartissant entre les sols non réellement scellés et les sols n'étant pas scellés avec un matériau bitumineux.

Les sols scellés des infrastructures aéroportuaires sont constitués de matériaux adaptés à leurs usages respectifs : circulation des avions et stationnement des avions (tarmacs), décollage et atterrissage des avions (pistes). Nous avons inspecté les photographies aériennes des 10 aéroports français les plus fréquentés, et celles-ci révèlent l'emploi très fréquent de béton de ciment en matériau de revêtement des tarmacs (40 % des surfaces d'aéroport), et l'emploi quasi exclusif de matériaux bitumineux pour les pistes (60 % des surfaces d'aéroport). Nous avons également observé les photographies de 10 autres aéroports (capacités plus faibles) et aérodromes (usages de loisirs), et avons trouvé que la quasi-entièreté de leurs sols scellés l'étaient avec des matériaux bitumineux, qu'il s'agisse des tarmacs ou des pistes. Sur la base de ces observations, nous ferons l'hypothèse pour notre calcul que 80% des sols scellés des infrastructures aéroportuaires le sont avec un matériau bitumineux et 20 % avec du béton de ciment[9].

En appliquant ces différentes hypothèses nous obtenons des nouvelles valeurs qui correspondent aux surfaces scellées avec un matériau bitumineux pour E+ et E- (Tableau 2.8). D'après ces hypothèses, les sols scellés avec un matériau bitumineux représentent entre 90,8 % (E-) et 91,8 % (E+) de la surface totale des sols scellés.

	Usages	Surface scellée (km²)	Taux d'emploi matériau bitumineux (%)	Surface scellée avec un matériau bitumineux (km²)
E+	Production secondaire	456,5	80	365,2
	Production tertiaire	1 489,9	90	1 340,9
	Usage résidentiel	673,8	60	404,3
	Réseaux routiers	9 707,1	95	9 221,7
	Réseaux aériens	81,8	80	65,4
E-	Réseau routier	5 416,4	95	5 145,6
	Places de stationnement	522,0	70	365,4
	Trottoirs	380,4	60	228,3

Tableau 2.8. Surfaces de sols scellés couverts par un matériau bitumineux pour les différents usages des estimations E+ et E-, sur la base des hypothèses présentées.

[9] Le béton de ciment est facilement repérable en vue aérienne car il s'agit souvent de dalles de 4x4 mètres. Sa couleur plus claire permet également de distinguer le béton sur ces mêmes photos, mais il ne s'agit pas d'un caractère discriminant car de nombreux sols scellés avec de l'enrobé bitumineux apparaissent également en couleur très claire sur les photos aériennes. L'enrobé bitumineux s'éclaircit en effet progressivement avec le temps, du fait de l'abrasion du bitume qui laisse apparaître les granulats minéraux plus clairs, et de manière plus générale de l'oxydation du bitume qui le rend également plus clair.

4.2. Types de matériaux bitumineux

Il existe une grande variété de formules de matériaux bitumineux, qui sont fonction de l'usage final du sol scellé, comme nous l'avons abordé dans le chapitre 1. Il n'est pas possible de citer ici tous les types de matériaux bitumineux utilisés pour sceller les sols, donc nous nous en tiendrons à décrire les principaux. L'enrobé bitumineux englobe toutes les formulations composées de granulats, de fines et de liant bitumineux. Cette catégorie comprend notamment :

- Le béton bitumineux semi-grenu (BBSG) qui est, selon les professionnels du secteur interrogés dans le cadre de la thèse, le plus utilisé en couches de roulement.

- La grave-bitume (GB), composée de granulats plus grossiers, est utilisée dans les couches d'assise (voir chapitre 1), tout comme l'enrobé à module élevé (EME), utilisé dans les couches d'assise des routes à trafic élevé (réseau national).

- Les enduits superficiels d'usure (ESU) qui peuvent avoir différentes structures (1 à 2 couches de liant, 1 à 2 couches de granulats de tailles différentes) et sont utilisées surtout pour l'entretien des couches de roulement des routes à moyen et faible trafic, comme les routes départementales et communales (Barillot et al., 2020; SETRA, 2005). Ce type d'enrobé bitumineux est donc logiquement le matériau de surface majoritaire dans le total des surfaces routières que nous avons estimées.

L'asphalte coulé est un autre matériau bitumineux qui n'est pas un enrobé, mais est fréquemment employé pour les revêtir les trottoirs des centres-villes ou les places de stationnement. Il est plus chargé en bitume que les enrobés et sa fraction minérale est plus fine.

Chacun de ces types de matériaux bitumineux possède des caractéristiques propres (épaisseur de pose, taux de bitume, masse volumique, fréquence d'emploi) qu'il faut prendre en compte afin que leur contribution au stock de carbone organique des sols scellés soit la plus proche possible de la réalité.

4.3. Epaisseur des matériaux bitumineux : de multiples sources de variations

L'estimation de l'épaisseur des matériaux bitumineux est une tâche particulièrement difficile. Si on prend l'exemple d'une route, on sait que les matériaux bitumineux peuvent à la fois être utilisés dans les couches de roulement et dans les couches d'assise. Les documents techniques édictant les recommandations pour la conception des structures routières à faible et à fort trafic (IDRRIM, 2020; SETRA & LCPC, 1998) préconisent en effet une multitude de structures de chaussées adaptées aux contraintes rencontrées : par exemple, trafic de poids lourds, risques de gel, nature du sol d'origine sur lequel repose la chaussée, matières premières locales à disposition (granulats), moyens financiers. La couche d'assise peut ainsi être composée d'une seule couche (couche de base) pour les routes à faible trafic, d'une deuxième couche (couche de fondation) pour les routes avec des trafics plus élevés, voire d'une troisième couche pour le réseau national particulièrement fréquenté. Le nombre de couches constitutives de l'assise sera également fonction de la structure générale de chaussée retenue, mais aussi de la classe de granulats utilisée, de la formulation choisie pour la couche de roulement, etc.

Outre le nombre de couches dans la couche d'assise, l'épaisseur de ces couches est également variable, elle aussi principalement en fonction du niveau de trafic. En plus, une partie des couches d'assise ne sont pas conçues avec des matériaux bitumineux, mais des matériaux traités avec un liant hydraulique (béton de ciment, graves non traitées, grave-laitier, sables traités aux liants hydrauliques). D'ailleurs, les préconisations pour la conception des structures de chaussée ont évolué au fil du temps, et

l'ancienne version du manuel de conception des chaussées neuves à faible trafic (SETRA, 1981) n'incluait pas les structures bitumineuses, ce qui laisse penser qu'une part importante (mais inconnue) des routes départementales et communales construites avant l'édition du nouveau guide (2020) ne possède pas de structure bitumineuse. Il est donc certain que si on s'en tient à estimer l'épaisseur de la seule couche de roulement, on risque de sous-estimer les masses de bitume et donc de carbone présentes dans les sols scellés de France.

Par ailleurs, toutes les routes ayant besoin d'être rénovées, la méthode d'entretien pourra parfois passer par un ajout de matériaux bitumineux par-dessus ceux préexistants, notamment pour éviter d'avoir à interrompre trop longtemps le trafic lors des opérations de maintenance. L'épaisseur de ces matériaux peut varier selon leur formulation - par exemple 1,4 cm maximum pour les enduits superficiels d'usure (ESU) et quelques centimètres pour les autres enrobés - mais aussi selon d'autres facteurs comme l'état de dégradation de la route, le caractère temporaire ou plus durable de la réfection, les moyens financiers de la maîtrise d'ouvrage. Cet empilement au fil des réfections de routes, pratique abordée dans le chapitre 1 et appelée « rechargement » par les professionnels du secteur, est illustrée par la figure 2.7, photographie d'une route urbaine peu fréquentée, dont la couche signalée en orange (2) semble être une ancienne couche de roulement recouverte par une plus récente, signalée en jaune (1). Les hypothèses présentées dans la suite de ce développement seront donc formulées en gardant à l'esprit tous ces facteurs potentiels de variation, et avec l'exigence de ne pas surestimer le stock de carbone présent dans les sols scellés.

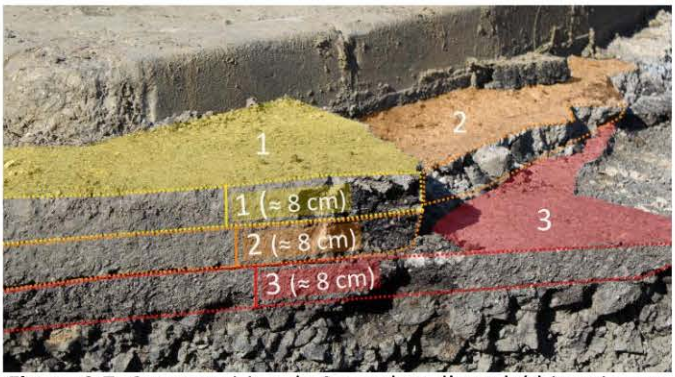


Figure 2.7. Superposition de 3 couches d'enrobé bitumineux.
La couche 2 semble être une ancienne couche de roulement recouverte par la couche 1 (rechargement).

4.3.1. Présence/absence d'une couche d'assise

Nous avons déjà formulé des hypothèses sur la nature bitumineuse ou non de la couche de scellement présente en surface (appelée « couche de roulement » dans les structures de chaussée), pour les différents usages de sols différenciés. Restent à faire des hypothèses sur la nature des matériaux sous-jacents aux sols scellés. Ces hypothèses sur le taux de présence de couches d'assise sous les surfaces scellées **seront appliquées aux surfaces scellées avec un matériau bitumineux**, et non aux surfaces totales de chaque usage.

4.3.1.1. Pour E-

Pour les réseaux routiers, c'est la structure des routes qui va déterminer la présence ou non de matériaux bitumineux dans les couches sous-jacentes à la couche de roulement. Afin de simplifier la compréhension de notre raisonnement, nous considérerons seulement les couches d'assise et ne tiendrons pas compte des couches de liaison, des couches de forme et des éventuelles couches recouvertes lors des travaux d'entretien des routes (notamment par des matériaux comme des ESU). Ainsi, pour les couches d'assise, nous faisons l'hypothèse pour notre calcul que seules 75 % d'entre elles sont faites avec un matériau bitumineux, sauf pour les routes communales où nous appliquerons un taux de recours aux matériaux bitumineux de 50 %. L'emploi de matériaux bitumineux en assise est en effet moins fréquent pour les routes à faible trafic, du fait que le passage d'engins lourds y est plus rare. Ces hypothèses de recours aux matériaux bitumineux en couche d'assise ont été faites en tenant compte de l'expérience de professionnels du secteur.

Nous faisons la même hypothèse pour les places de stationnement.

Pour les trottoirs en revanche, nous omettons l'emploi potentiel de matériaux bitumineux en couche d'assise, du fait que ces espaces ne sont pas dédiés à la circulation de véhicules et parce que de nombreuses possibilités existent pour le choix du matériau de la couche d'assise (CEREMA, 2016a), avec notamment une utilisation fréquente du béton de ciment.

4.3.1.2. Pour E+

Pour l'estimation E+, étant donné qu'il n'est pas possible de distinguer le recours aux matériaux bitumineux selon la fréquentation des chaussées, nous appliquons la même hypothèse aux usages de production secondaire, de production tertiaire et de réseaux routiers : 50 % de leurs couches d'assise sont en matériaux bitumineux. Pour l'usage résidentiel et les réseaux aériens, nous considérerons qu'il n'y a pas de matériaux bitumineux en-dessous de la couche de roulement. L'ensemble de ces hypothèses est récapitulé dans le tableau 2.9.

4.3.1.3. Récapitulatif des hypothèses

	Usages	Recours aux matériaux bitumineux en couche d'assise (%)
E+	Production secondaire	50
	Production tertiaire	50
	Usage résidentiel	0
	Réseaux routiers	50
	Réseaux aériens	0
E-	Réseau routier	75 (RN et RD) 50 (RC)
	Places de stationnement	50
	Trottoirs	0

Tableau 2.9. Hypothèses retenues de taux de recours aux matériaux bitumineux en couche d'assise.
RD : route départementale ; RC : route communale. RN : réseau national (autoroutes et routes nationales).

Pour les calculs futurs, nous avons choisi de rapporter le taux d'emploi des matériaux bitumineux en couche d'assise à la surface des sols couverts avec un enrobé bitumineux. Cela veut dire que l'on considère que les sols scellés non revêtus d'un enrobé bitumineux n'ont jamais de couche d'assise en matériaux bitumineux. Par exemple, sur la surface totale de 522 km² occupée par les places de stationnement en France, nous considérons que seulement 182,7 km² (50% des 70% couverts par un matériau bitumineux) possèdent une couche d'assise en matériau bitumineux. Cela sous-estime probablement la réalité, car il peut exister des cas où une couche d'assise en matériaux bitumineux est utilisée sous une couche de roulement non bitumineuse, mais reste fidèle à notre exigence déjà évoquée de ne pas surestimer le stock de carbone organique des sols scellés.

4.3.2. Epaisseurs des éléments de structure de chaussée

4.3.2.1. Pour E-

Nous allons d'abord nous pencher sur l'épaisseur des couches de roulement et des couches d'assise du **réseau routier**. La documentation technique (IDRRIM, 2020; SETRA & LCPC, 1998) liste de très nombreuses structures de chaussées, dont il n'est pas possible de connaître la fréquence d'usage ni la répartition sur le territoire français. Nous avons donc fait le choix méthodologique de calculer la moyenne des épaisseurs préconisées par ces guides pour les couches de roulement et les couches d'assise. Cela nous permet d'aboutir à des valeurs théoriques d'épaisseur des couches selon la classe de trafic des routes. Les résultats de ces calculs sont disponibles dans le tableau 2.10.

L'épaisseur des matériaux bitumineux présents dans les chaussées routières dépend également du nombre de couches présentes dans l'assise. Nous faisons les hypothèses suivantes :

- Quand elles sont dotées de matériaux bitumineux sous-jacents, les routes départementales et communales ont 1 seule couche sous-jacente (couche d'assise) ;
- Quand elles sont dotées de matériaux bitumineux sous-jacents, les routes du réseau national (autoroutes et routes nationales) ont 2 couches sous-jacentes (couche de base + couche de fondation).

Le cas des chaussées disposant de plus de 2 couches sous-jacentes est écarté de notre calcul.

	Couche concernée	Nombre de couches (type de matériau)	Epaisseur moyenne (cm)	Epaisseur moyenne totale (cm)	Sources
Routes départementales et communales (faible trafic)	Couche de roulement	1 (BBM)	3,75	**6,11**	IDRRIM (2020) ; Observatoire des Techniques de Chaussées (1997) ; SETRA/LCPC (1998)
		1 (BBS)	7,83		
		1 (BBSG)	6,75		
	Couches d'assise (base et fondation)	1 (GB)	12	**10,67**	
		1 (GE structurante)	9,33		
Réseau national (trafic élevé)	Couche de roulement	1	7	**7**	SETRA/LCPC 1998
	Couches d'assise (base et fondation)	1 (EME ou GB)	10,3	**10,3**	
		2 (EME ou GB)	21,6	**21,6**	
		3 (EME ou GB)	33,9	-	

Tableau 2.10. Epaisseurs moyennes des couches de roulement et d'assise d'une structure de chaussée.
Données issues de la documentation technique. BBM : béton bitumineux mince ; BBS : béton bitumineux souple ; BBSG : béton bitumineux semi-grenu ; GB : grave-bitume ; GE : grave-émulsion ; EME : enrobé à module élevé.

Pour les trottoirs, après discussion avec des professionnels du secteur, nous faisons l'hypothèse qu'ils sont, pour la moitié d'entre eux, couverts avec un enrobé bitumineux, et pour l'autre moitié couverts avec de l'asphalte coulé. L'épaisseur moyenne de ces couches de roulement[10] est de 4 cm pour l'enrobé bitumineux et 3 cm pour l'asphalte coulé (CEREMA, 2016a; Office des asphaltes, 2019).

Nous appliquons aux places de stationnement les épaisseurs appliquées aux routes à faible trafic : 6,11 cm pour la couche de roulement et 10,67 pour la couche d'assise (en considérant qu'ils n'en ont qu'une seule à chaque fois).

La principale limite de la méthode de calcul basée sur les données de la documentation technique concerne les couches de roulement des routes à faible trafic, qui sont rénovées avec des matériaux comme les enduits superficiels d'usure (ESU). D'après certaines estimations (CEREMA, 2017), ces enduits pourraient représenter plus de 70 % des couches de roulement du réseau routier français. Nous avons fait le choix de ne pas prendre en compte les ESU, du fait de leur faible épaisseur et donc de la part logiquement peu importante de bitume qu'ils représentent dans le total des sols scellés.

4.3.2.2. Pour E+

Ces différenciations de l'épaisseur des couches de roulement et d'assise selon les types de routes n'est pas applicable à l'estimation E+. Etant donné la faible part occupée par les routes à trafic élevé dans le linéaire total, nous avons fait le choix de ne pas les prendre en compte et d'appliquer aux surfaces correspondant à l'usage « réseaux routiers » les valeurs d'épaisseur calculées pour les routes à faible

[10] Pour bien les différencier des surfaces de sols scellés que nous avons précédemment calculées, nous appellerons « couches de roulement » les couches situées à la surface des sols scellés, peu importe qu'il s'agisse de sols dédiés ou non à la circulation d'engins motorisés.

trafic. Ainsi, ces surfaces ont une couche de roulement d'une épaisseur de 6,11 cm, et une seule couche d'assise de 10,67 cm d'épaisseur.

Pour les usages de production secondaire et tertiaire ainsi que pour l'usage résidentiel, nous appliquons les épaisseurs des routes à faible trafic. Pour les usages « réseaux aériens », nous appliquons les épaisseurs des routes à fort trafic, en raison des fortes contraintes qui pèsent sur les pistes d'avion lors du décollage et de l'atterrissage.

Enfin, rappelons que ces hypothèses s'ajoutent à chaque fois à celles formulées précédemment. L'ensemble des hypothèses formulées dans la partie 4 et les surfaces concernées sont récapitulées dans le Tableau 2.11. Les couches de structure de chaussée prises en compte pour les différents usages de E+ et E- sont mises en évidence dans la figure 2.8.

	Usages	Couche	Taux d'emploi matériaux bitumineux (%)	Epaisseur (cm)	Teneur en bitume (%)	Masse volumique réelle ($g.cm^{-3}$)	Surfaces concernées (km^2)
E+	Production secondaire	Roulement	80	6,11	5,04	2,35	365,2
		Assise	50	10,67	4	2,35	182,6
	Production tertiaire	Roulement	90	6,11	5,04	2,35	1340,9
		Assise	50	10,67	4	2,35	670,4
	Usage résidentiel	Roulement	60	6,11	5,04	2,35	404,3
		Assise	0	0	0	0	0,0
	Réseaux routiers	Roulement	95	6,11	5,04	2,35	9221,7
		Assise	50	10,67	4	2,35	4610,9
	Réseaux aériens	Roulement	80	7	5,04	2,35	65,4
		Assise	0	0	0	0	0,0
E-	Réseau routier	Roulement	95	6,11 (RC et RD) 7 (RN)	5,04 5,04	2,35 2,35	5145,6
		Assise	75 (RN et RD) 50 (RC)	10,67 (RC et RD) 21,6 (RN)	4 4	2,35 2,35	3357,4
	Places de stationnement	Roulement	70	6,11	5,04	2,35	365,4
		Assise	50	10,67	4	2,35	182,7
	Trottoirs	Roulement	60	3 (asphalte coulé) 4 (enrobé bitumineux)	8 5,04	2.35 2,35	114,1 114,1
		Assise	0	0	0	0	0,0

Tableau 2.11. Hypothèses permettant de calculer l'épaisseur moyenne de la couche de scellement bitumineuse et surfaces de sols scellés correspondantes.

RC : route communale ; RD : route départementale ; RN : réseau national (autoroutes et routes nationales). Pour la couche d'assise, les taux de recours au matériau bitumineux sont appliqués aux couches de roulement couvertes avec un matériau bitumineux.

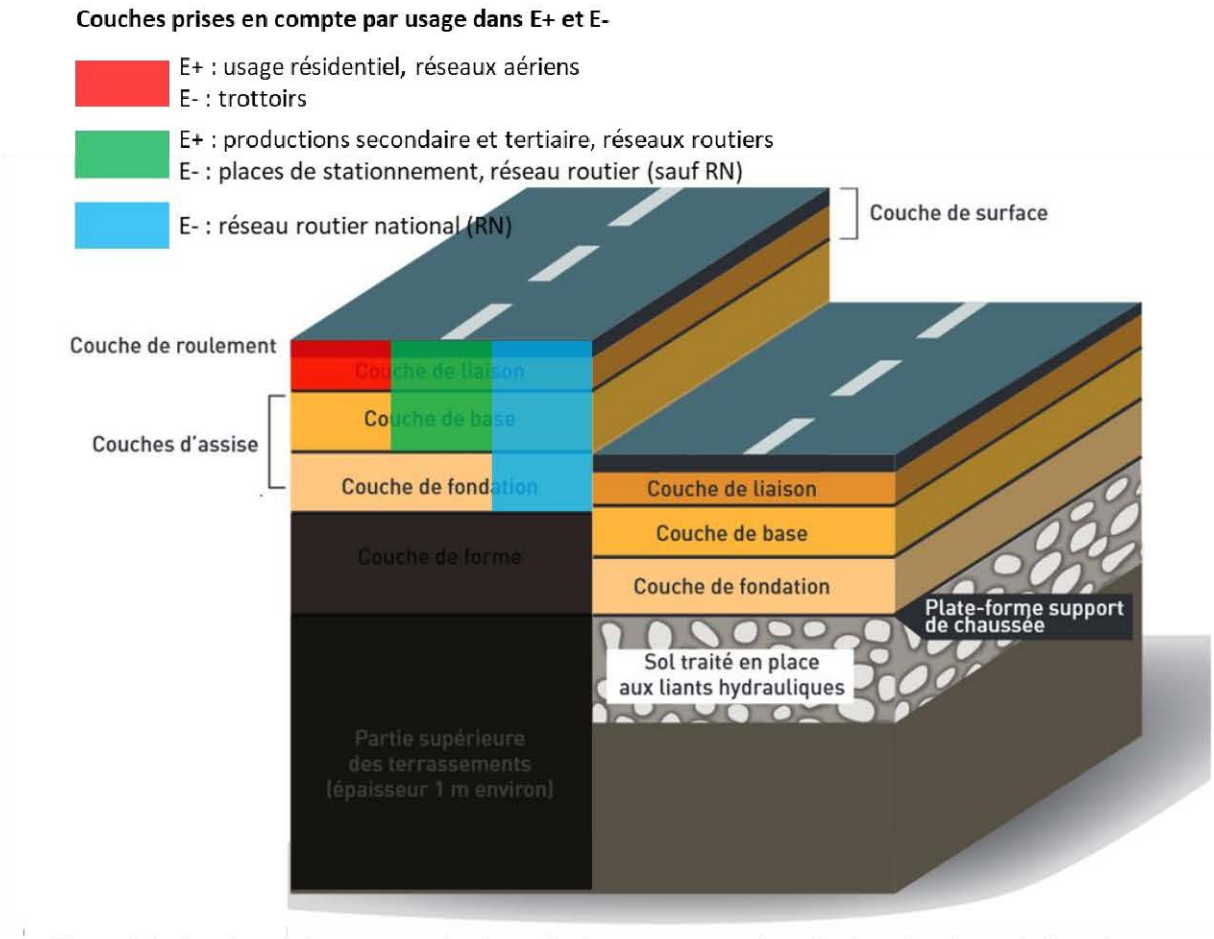


Figure 2.8. Couches de la structure de chaussé prises en compte dans l'estimation du stock de carbone organique des sols scellés pour chaque usage des estimations hautes (E+) et basse (E-).
Les couches recouvertes de noir ne sont pas prises en compte dans nos estimations.

4.4. Masse volumique réelle et teneurs en bitume

La documentation technique (IDRRIM, 2020; SETRA & LCPC, 1998) donne une de valeur de **masse volumique réelle** de 2,35 g.cm^{-3} pour les différents matériaux bitumineux utilisés dans les couches de roulement et les couches d'assise. Cette valeur est proche de celles communiquées par les professionnels du secteur avec qui nous avons interagi, et nous la retiendrons donc comme valeur unique pour nos calculs et ce pour toutes les classes d'usage de estimations E+ et E-.

Les **teneurs en bitume** de ces matériaux sont fixées en se basant encore une fois sur la documentation technique, et plus précisément en calculant les moyennes des concentrations en bitume recommandées pour les formulations des différents types de matériaux. Les teneurs en bitume retenues, toutes exprimées en % de masse, sont les suivantes : 5,04 % pour la couche de roulement, 4 % pour la couche d'assise (IDRRIM, 2020) et 8 % pour la couche de roulement des trottoirs en asphalte coulé (Office des asphaltes, 2019). Ces valeurs sont cohérentes avec celles fournies par les professionnels du secteur que nous avons consulté, ainsi qu'avec les extractions réalisées sur les matériaux bitumineux utilisés dans la thèse (Chapitre 3).

4.5. Proportion de carbone dans le bitume

Le bitume étant composé en grand majorité d'atomes de carbone, nous retiendrons la valeur moyenne de 82,8 % (masse), provenant de l'analyse élémentaire de bitumes en provenance de différents pétroles (Hunter et al., 2015), valeur qui est proche de celles que nous avons obtenues lors des analyses élémentaires effectuées sur les bitumes de la thèse (chapitre 3). Pour rappel, du carbone inorganique pourrait également être présent dans les sols scellés (granulats carbonatés, liants hydrauliques re-carbonatés), comme expliqué dans notre état de l'art (chapitre 1). Cependant nous avons fait le choix de ne pas intégrer ce carbone d'origine minérale à notre bilan, qui **ne concerne donc que le carbone sous forme organique**.

5. Stock de carbone organique des Technosols ékraniques

5.1. Stock de carbone dans l'horizon de scellement

5.1.1. Première estimation

Sur la base des hypothèses faites précédemment, il est possible de calculer le stock de carbone dans **l'horizon de scellement** des Technosols ékraniques (Tableau 2.12). Cette estimation ne concerne que les horizons de scellement (couche de roulement + couche d'assise) en matériaux bitumineux. Pour E+, le stock de CO de l'horizon de scellement est, en moyenne, de 9,98 $kg.m^{-2}$, quand celui de E- est de 11,45 $kg.m^{-2}$. La surface totale de sols scellés dans E- étant bien inférieure à E+, il est logique que l'estimation du stock de carbone avec les données surfaciques de E- soit plus élevée. La quantité totale de CO contenue dans les horizons de scellement bitumineux à l'échelle française est ainsi estimée à 113,73 Mt pour E+, et 65,73 Mt pour E-.

	Usages	Couche	Stock de CO par couche	Stock de CO par usage	Stock CO horizon scellement	CO total
				kgC.m^{-2}		MtC
E+	Production II	Roulement	6,00	10,14	9,98	113,73
		Assise	8,30			
	Production III	Roulement	6,00	10,14		
		Assise	8,30			
	Usage résidentiel	Roulement	6,00	5,99		
		Assise	-			
	Réseaux routiers	Roulement	6,00	10,14		
		Assise	8,30			
	Réseaux aériens	Roulement	6,87	6,86		
		Assise	-			
E-	RC	Roulement	5,99	10,36	11,45	65,73
		Assise	8,30			
	RD	Roulement	5,99	12,55		
		Assise	8,30			
	RN	Roulement	6,86	20,14		
		Assise	16,81			
	Places stationnement	Roulement	6,00	10,15		
		Assise	8,30			
	Trottoirs (asphalte)	Roulement	4,67	4,30		
	Trottoirs (EB)	Roulement	3,92			

Tableau 2.12. Estimations des stocks de carbone organique (CO) dans le bitume des sols scellés pour E+ et E-.
L'absence de valeurs (-) ne préjuge pas d'absence d'un stock de CO, mais d'absence d'information sur la présence de matériaux bitumineux dans la couche d'assise. Le stock de CO de l'horizon de scellement (colonne 6) est pondéré par la surface de chaque usage ; Production II : production secondaire ; Production III : production tertiaire ; EB : enrobé bitumineux.

5.2. Stock de CO des TE en prenant en compte les horizons sous-jacents

En s'appuyant sur ces nouvelles données sur les stocks de carbone dans le bitume des TE, il est possible de calculer le stock de CO moyen des sols scellés, en incluant aussi le CO organique du sol sous-jacent. Pour ce faire, on peut s'appuyer sur les données de la littérature scientifique présentées dans le chapitre 1 et reproduites ci-dessous (Tableau 2.13).

Villes (pays)	Stock CO	Profondeur considérée	Usage du sol	Inclusion des EG	Référence
	$kgC.m^{-2}$	cm			
Nanjing (Chine)	2,35 [n=4]	0-20	"Road pavements"	Oui	Wei et al. (2014a)
Yixing (Chine)	2,46 [n=7]	0-20	"road pavements, and paved residential squares and alleys"	Non	Wei et al. (2014b)
Urumqi (Chine)	5,36 (±0,51) [n=11]	0-80	"roads, parking lots/squares, or traditional low-rise buildings"	-	Yan et al. (2015)
Entre Wenjiand et Chengdu (Chine)	13,96 (±1,09) [n=7]	0-100	"impermeable surfaces"	Oui	Liu et al. (2016)
(Chine)	6,21 (±3,9) [n=148]	0-100	"pavements, highways, patios, driveways, parking lots"	Information imprécise	Ding et al. (2022)
Seoul (Corée du Sud)	2,7 (±0,3) [n=29]	0-100	"impervious surfaces" of "housing complexes"	Oui	Bae et Ryu (2020)
Atlanta, Baltimore, Boston, Chicago, Oakland, Syracuse (USA)	3,3 (±0,93) [n=3]	0-100	"impervious surfaces"	Non	Pouyat et al. (2006)
New York (Etats-Unis)	2,29 [n=62]	0-15	"impervious surfaces"	Non	Raciti et al. (2012)
New York (Etats-Unis)	2,1 (±2,9)	0-30	"Road"	Non	Cambou et al. (2018)
	4,9 (±4,9]	30-100		Non	
Paris (France)	3,4 (±1,2)	0-30	"Sidewalk"	Non	
Leicester (Royaume-Uni)	6,7	0-60	"roads, car parks, residential driveways and any miscellaneous impervious surface"	Oui	Edmondson et al. (2012)
	13,5	0-85	"footpaths, pavements and areas covered by impervious surfaces"		

Tableau 2.13. Stocks de carbone organique dans les horizons sous-jacents aux sols scellés.

Valeurs issues de la littérature. La valeur de surface (0) correspond à la surface du sol une fois le revêtement de scellement retiré. Quand des valeurs étaient fournies pour plusieurs profondeurs, seules celles des profondeurs les plus importantes sont renseignées ici. D'autres valeurs disponibles dans la littérature n'ont pas été prises en compte pour les raisons suivantes : texte en langue chinoise, quantification des taux de COS ou de MO et non de stocks, données portant exclusivement sur des sols situés sous des bâtiments. ± : écart-type ; n : nombres de sites échantillonnés ; - : information imprécise ou non mentionnée ; EG : éléments grossiers de taille supérieure à 2 mm de diamètre.

A partir de ces données issues de la littérature, on aboutit à un stock de CO moyen par centimètre de sol sous-jacent de 95,8 ± 43,6 $g.m^{-2}$. En prenant en compte, pour chaque usage de E+ et E-, l'épaisseur de sol occupée par les matériaux bitumineux, et en complétant le CO qui y est présent par la quantité

de CO dans l'épaisseur de sol sous-jacent considérée, on peut fournir des estimations de stocks de CO à l'échelle du profil de sol (Tableau 2.14). Les stocks de CO dans les TE seront ici donnés pour deux épaisseurs (0-30 cm et 0-100 cm), habituellement adoptées pour les estimations de stock de CO (Pellerin et al., 2020). Les Technosols ékraniques contiennent ainsi, d'après les estimations E+ et E-, entre **11,3 et 12,7 kgC.m^{-2} dans la profondeur 0-30 cm** (72-9-128,6 MtC à l'échelle de la France) et entre **18 et 19,4 kgC.m^{-2} dans la profondeur 0 – 100 cm** (111,4-205,1 MtC à l'échelle de la France).

				Profil 0-30 cm			Profil 0-100 cm		
		Epaisseur matériaux bitumineux	Stock CO couche scellement	Epaisseur sol sous-jacent	Stock CO sol sous-jacent	Stock CO profil	Epaisseur sol sous-jacent	Stock CO sol sous-jacent	Stock CO profil
		cm	kg.m^{-2}	cm	kg.m^{-2}		cm	kg.m^{-2}	
E+	Production II	16,8	10,1	13,2	1,3	11,4	83,2	8,0	18,1
	Production III	16,8	10,1	13,2	1,3	11,4	83,2	8,0	18,1
	Usage résidentiel	6,1	6,0	23,9	2,3	8,3	93,9	9,0	15,0
	Réseaux routiers	16,8	10,1	13,2	1,3	11,4	83,2	8,0	18,1
	Réseaux aériens	7,0	6,9	23,0	2,2	9,1	93,0	8,9	15,8
	Moy. pondérée					11,29			17,99
E-	RC	16,8	10,4	13,2	1,3	11,6	83,2	8,0	18,3
	RD	16,8	12,5	13,2	1,3	13,8	83,2	8,0	20,5
	RN	28,6	20,1	1,4	0,1	20,3	71,4	6,8	27,0
	Stationnement	16,8	10,1	13,2	1,3	11,4	83,2	8,0	18,1
	Trottoirs (asph)	3,0	4,7	27,0	2,6	7,3	97,0	9,3	14,0
	Trottoirs (EB)	4,0	3,9	26,0	2,5	6,4	96,0	9,2	13,1
	Moy. pondérée					12,7			19,4

Tableau 2.14. Stocks de CO des Technosols ékraniques dans les profils 0-30 et 0-100 cm.
Le stock de CO pour chaque profil est pondéré par l'épaisseur de chaque usage ; Production II : production secondaire ; Production III : production tertiaire ; A : asphalte ; EB : enrobé bitumineux.

5.3. Les stocks de CO des TE au regard des stocks d'autres types de sols

Il est intéressant de comparer les stocks de CO dans les TE à ceux d'autres grandes catégories de sols (Figure 2.9) dans l'horizon 0-30 cm. Les TE contiennent plus de carbone organique que les sols sous forêt, les prairies permanentes et les sols de grandes cultures, avec respectivement 81, 84,6 et 51,6 t.ha^{-1}. La catégorie plus englobante des Technosols contient aussi moins de CO (73,2 t.ha^{-1}). Il faut cependant noter que toutes ces estimations n'incluent pas la fraction grossière (Pellerin et al., 2020), à l'inverse de celle de ce travail (pour l'horizon de scellement), ce qui fait que les stocks de CO comparés ne sont pas exactement les mêmes.

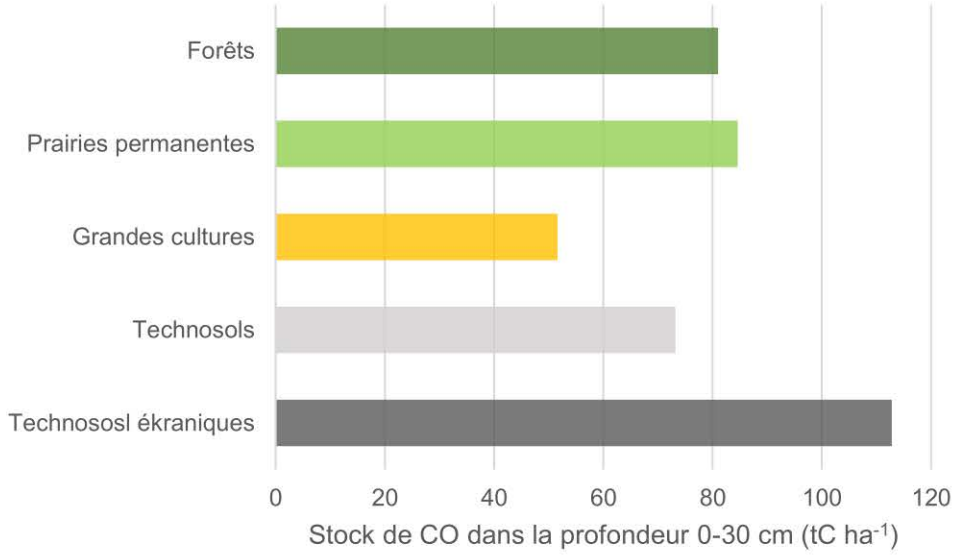


Figure 2.9. Comparaison des stocks de CO des TE avec d'autres types de sols dans la profondeur 0-30 cm. *Les données pour les forêts, prairies permanentes et grandes cultures proviennent de Pellerin et al. (2020) et concernent la France uniquement. Celles pour les Technosols sont issues de (Allory, 2022) et concernent 29 pays du monde répartis sur les 5 continents.*

5.4. Limites de la méthodologie

Parmi l'ensemble des incertitudes inhérentes à ce calcul, détaillées au fil de ce chapitre, l'épaisseur de la couche de scellement fait partie des paramètres dont la variation peut changer de manière conséquente l'estimation finale de CO. Ce paramètre dépend de la structure de la chaussée au moment où elle a été construite, qui peut avoir de multiples causes de variations, comme déjà expliqué dans la section 4.3 de ce chapitre. D'autres sources de variation de la quantité de bitume dans les sols scellés existent. Par exemple, il est recommandé dans les manuels de technique routière (IDRRIM, 2020), d'augmenter l'épaisseur des couches d'assise de 15 % sous les ronds-points, afin de mieux résister à la force déformante des roues des véhicules lorsqu'ils tournent. Une autre pratique très commune en entretien des routes à faible trafic est l'emploi des ESU (section 4.2 de ce chapitre). Ce mélange de liant bitumineux et d'une à deux couches de graviers constitue un ajout de bitume (et donc de CO) sur la chaussée, dont le taux dans la formulation peut varier selon de nombreux facteurs opérationnels. Les ESU sont certes plus fins que les enrobés bitumineux utilisés classiquement en couche de surface, mais ils contiennent un plus gros pourcentage de liant bitumineux. Enfin, une estimation complète des stocks de CO dans les TE devrait également inclure les équipements enfouis comme les canalisations ou le grillage d'avertissement (Chapitre 1), particulièrement présents au sein des structures de routes ; qui représentent la plus grande proportion des TE.

D'après les professionnels du secteur que nous avons interrogés, il n'existe pourtant pas de base de données répertoriant les caractéristiques des routes (structure, nombre, âge et types de matériaux bitumineux, types de réseaux enterrés). La mise en place de telles bases de données et leur alimentation progressive par les aménageurs publics pourrait permettre de mieux comprendre la composition et le fonctionnement des TE.

6. Conclusion

Ce travail a permis d'aboutir à une connaissance précise de la surface occupée par les Technosols ékraniques en France métropolitaine. Ce sols occupent entre 6 319 km² (estimation basse E-) et 12 409 km² (estimation haute E+), la réalité étant probablement plus proche de E+, qui inclut également la Martine, la Guadeloupe et La Réunion. Ces estimations présentent l'intérêt d'être découpées en différentes classes d'usages : 5 classes pour E+ et 3 classes pour E-. On a pu estimer en outre qu'entre 90,8 % (E-) et 91,8 % (E+) des sols scellés le sont avec un matériau bitumineux. A partir de ces estimations, des données de la littérature sur le CO des horizons sous-jacents à la couche de scellement, et d'hypothèses faites sur le recours aux matériaux bitumineux au sein de la structure des TE, il a été possible d'estimer les stocks de CO dans les TE scellés par un enrobé bitumineux. Ces derniers contiennent, entre 11,3 et 12,7 $kgC.m^{-2}$ dans l'horizon 0-30 cm et entre 18 et 19,4 $kgC.m^{-2}$ dans l'horizon 0 – 100 cm. La démarche méthodologique adoptée pour ce travail est synthétisée dans la figure 2.10.

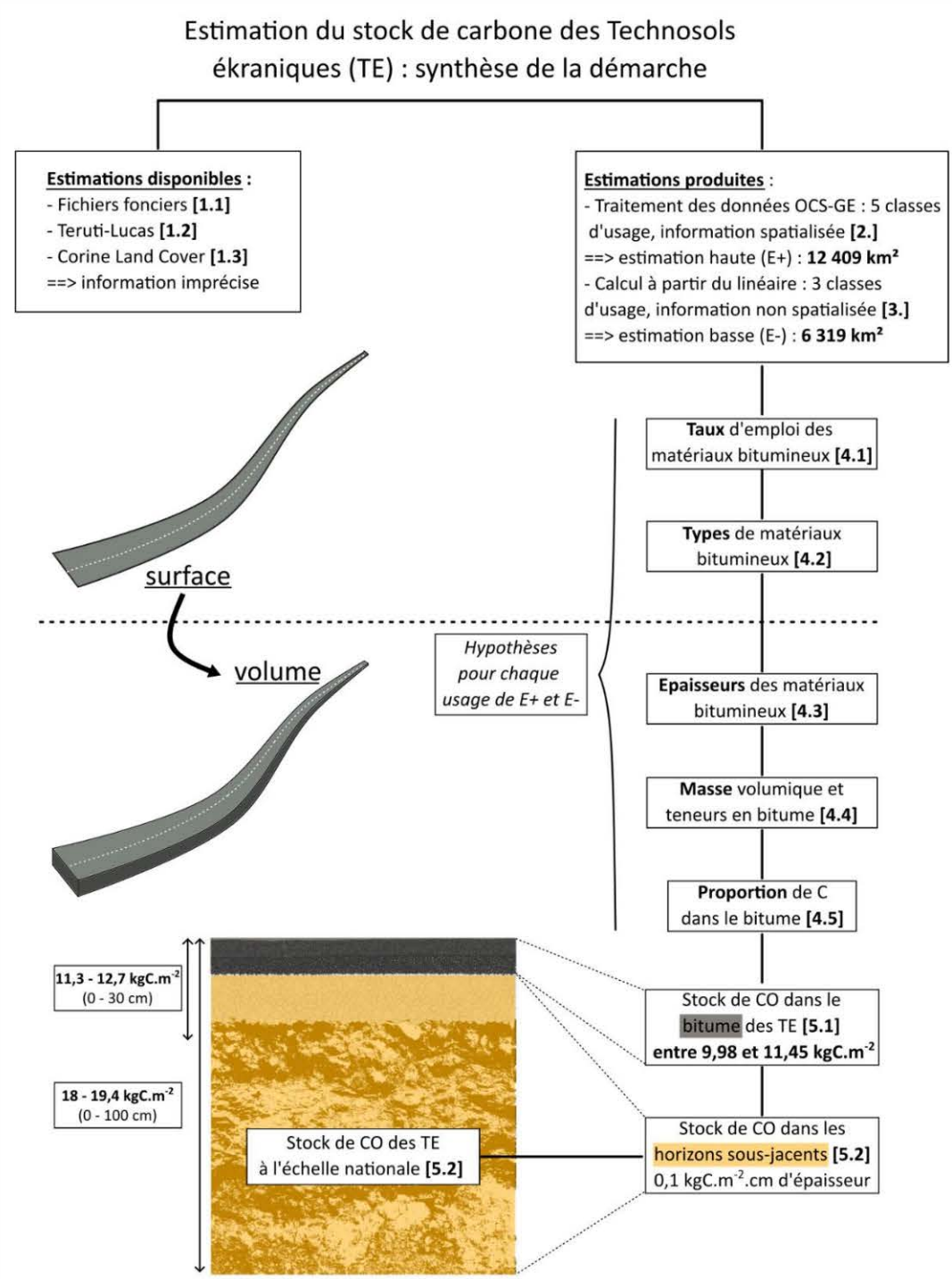


Figure 2.10. Méthodologie utilisée et résultats de l'estimation du stock de carbone organique des Technosols ékraniques.

Chapitre 3. Caractéristiques des sols et bitumes mis en œuvre dans les expérimentations

Ce chapitre a pour objectif de présenter les différents matériaux utilisés pour les besoins expérimentaux de la thèse, qu'il s'agisse des matériaux bitumineux (section 1) ou des sols (section 2). Les matériaux bitumineux présentés sont un enrobé bitumineux neuf (section 1.1) étudié dans le chapitre 4 et un enrobé bitumineux usagé (section 1.2) étudié dans les chapitres 4, 5 et 6. Quant aux sols mobilisés dans les chapitres 5 et 6, ils ont été choisis car ils suivent un gradient d'anthropisation lié à des types d'usage contrastés forestier, agricole, urbain et industriel. Afin d'éclairer les résultats obtenus dans les essais expérimentaux, l'enrobé bitumineux usagé et les sols ont fait l'objet d'analyses et de caractérisations physico-chimiques et biologiques. Les méthodes utilisées sont brièvement décrites, et les résultats des analyses et caractérisations ainsi que leur interprétation sont détaillés.

1. Les enrobés bitumineux

1.1. Le matériau bitumineux neuf

Le matériau bitumineux neuf a été sélectionné afin d'être le plus représentatif des matériaux utilisés en couche de roulement (Chapitre 2). Il sera nommé « Enrobé neuf » dans la suite du document (EN). Il s'agit d'un béton bitumineux semi-grenu (BBSG), terme qui désigne une formule spécifique de granulats minéraux et de liant bitumineux. D'après les professionnels du secteur, il s'agit de la formulation la plus utilisée en France métropolitaine lors de la mise en place d'une nouvelle couche de roulement.

Les échantillons ont été fabriqués par l'entreprise Techni-Lab, partenaire de la thèse via le projet Ademe-DESSERT. Il s'agit de deux plaques de BBSG de 7 cm d'épaisseur, 50 cm de long et 19 cm de large (Figure 3.1). Les granulats ont une taille comprise entre 0 et 10 mm. Le bitume, présent dans des proportions de 5,3 % (masse), a une pénétrabilité à 25 °C de 44 dixièmes de mm (grade 35/50), et une température de ramollissement bille-anneau de 51,6 °C. Le mélange qui en résulte (enrobé bitumineux) a une masse volumique de 2,5 g.cm^{-3}. Toutes les propriétés de cet enrobé bitumineux sont détaillées dans l'annexe 3.



Figure 3.1. Plaque de béton bitumineux semi-grenu (BBSG), ou enrobé neuf (EN).

1.2. Le matériau bitumineux usagé

1.2.1. Provenance et description

Le matériau bitumineux usagé utilisé dans les expérimentations décrites dans les chapitres 4, 5 et 6 a été échantillonné dans la couche de roulement d'une route démantelée dans le cadre d'un chantier de réfection de réseau sur la commune d'Angers (Figure 3.2a). D'après l'entreprise ayant réalisé le chantier (Luc Durand), l'enrobé bitumineux était en place depuis plus de 10 ans. Il sera nommé « Enrobé usagé » dans la suite du document (EU). Tout comme EN, EU est un BBSG, formulation retenue pour les mêmes raisons que présentées ci-dessus. La localisation précise des prélèvements et les caractéristiques de EU sont disponibles dans le tableau 3.1.

	Provenance	Caractéristiques	Date prélèvement	Forme initiale
Enrobé bitumineux usagé (EU)	Angers (Maine-et-Loire, 49) 47°29'10.7"N 0°31'53.4"W	BBSG, 8 cm d'épaisseur	05/07/2023	AE, CE

Tableau 3.1. Localisation et caractéristiques de l'enrobé bitumineux usagé (EU)
AE : agrégats d'enrobé ; CE : croûtes d'enrobé.

1.2.2. Échantillonnage et traitement

Une partie des enrobés bitumineux (EN) a été collectée sous forme de croûtes d'enrobé (CE) à l'aide d'une pelle mécanique. Les CE, terme utilisé par les professionnels des travaux publics, désignent l'ensemble des morceaux d'enrobé bitumineux de dimensions décimétriques, récupérés dans les chantiers lors de l'opération de « décroûtage » (Figure 3.2a) et conservant cette forme brute (Figure 3.2c) en attendant un éventuel traitement (concassage, enfouissement, conservation sur place) (Figure 3.2b et 3.2d). Cet enrobé bitumineux sous forme de CE a été stocké à température ambiante et à l'abri de la lumière avant utilisation.



Figure 3.2. Récupération de l'enrobé bitumineux usagé (EU).
Opération de décroûtage lors du chantier au cours duquel l'enrobé usagé (EU) a été récupéré (a). Broyage de EU sous forme d'agrégats d'enrobés (AE) (b). Croûtes d'enrobés issues de la couche de roulement et récupérées pour les besoins expérimentaux (c). Stock d'AE provenant de différentes chaussées démontées et en attente d'être recyclé (d). L'AE utilisé dans ce travail ne provient pas de ce stock (photographie d) mais de celui collecté en big-bag (photographie b).

L'autre partie des croûtes d'enrobé (CE) collectée a été concassée (Figure 3.2c) sous forme d'agrégats d'enrobé (AE) (Figure 3.2d), terme qui désigne les matériaux bitumineux provenant de chantiers et broyés à une taille maximale de 14 mm afin d'être réintégrés dans des formulations d'enrobé bitumineux neuf. Il s'agit donc d'un matériau dédié au recyclage. L'AE ainsi récupéré a pu être partiellement mélangé lors des opérations préalables au broyage, avec les matériaux suivants :

- Matériaux issus de la couche d'assise : présence de granulats minéraux (possiblement traités avec un liant hydraulique) restés collés à la couche de roulement lors du décroûtage. Ces granulats minéraux n'ayant pas été retirés avant le broyage, ils sont donc présents dans des proportions mineures dans l'AE récupéré.
- Poussières issues du sol : les CE ont été à deux reprises au contact du sol après avoir été arrachées de la chaussée. Une première fois lorsqu'elles ont été chargées par la pelle mécanique dans un camion-benne, manipulation au cours de laquelle nous avons pu constater qu'un peu de matériau sous-jacent (mélange de poussières minérales) a également été prélevé. Ces CE ont ensuite été déchargées à même le sol sur le site de traitement des matériaux de chantier, puis récupérés à l'aide d'une chargeuse dont la pelle peut racler le sol. Ce faisant, de la poussière couvrant le sol a également été récupérée. Ces matériaux pulvérulents peuvent donc être présents, surtout dans la fraction fine de l'AE récupéré.

L'enrobé bitumineux récupéré sous forme d'AE a été tamisé à sec (tamis en acier inoxydable) en trois sous-fractions granulométriques : 0-500 µm (AE fin, AEF), 500-1 000 µm (AE moyen, AEM) et 1 000-14 000 µm (AE grossier, AEG). La fraction correspondant à l'AE avant tamisage sera nommée AE total (AET). Le pourcentage en masse que représente chacune de trois fractions granulométriques AEF, AEM et AEG est présenté dans la figure 3.3. Les différents sous-échantillons issus de ce traitement ont été conservés en chambre froide (5 °C) à l'abri de la lumière et utilisés dans le cadre des expérimentations des chapitres 5 et 6.

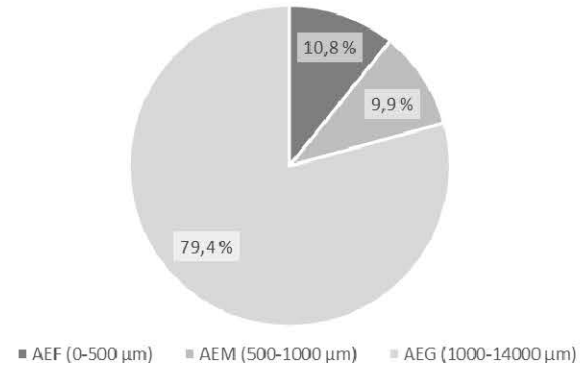


Figure 3.3. Pourcentage (massique) des fractions AEF, AEM et AEG.
AEF : agrégat d'enrobé fin ; AEM : agrégat d'enrobé moyen ; AEG : agrégat d'enrobé grossier.

1.2.3. Caractérisations réglementaires (amiante et HAP)

Comme expliqué dans l'état de l'art (chapitre 1), une quantification des teneurs en amiante et en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) est obligatoire avant toute intervention sur une chaussée bitumineuse. Pour la détection de l'amiante, seul le mastic (liant bitumineux et fines) est analysé par microscopie électronique à transmission (MET) selon la norme NFX 43-050, après calcination et attaque acide. Pour la détection des 16 HAP, l'analyse est réalisée sur une fraction broyée < 5 cm, en chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse en tandem (GC-MS-MS, norme NF EN 15 527), après extraction à l'hexane/acétone.

Pour EU, l'analyse de 4 prélèvements réalisés en 2015 dans une rue adjacente à celle d'où provient notre échantillon n'a pas révélé de présence d'amiante. Pour les HAP, 3 des 4 échantillons possédaient des concentrations (somme des 16 HAP) inférieures à 50 $mg.kg^{-1}$ (matière sèche), et le 4e une concentration de 78,2 $mg.kg^{-1}$, ce qui le rend inapte à être réincorporé dans des enrobés bitumineux chauds (recyclage), mais ne présente pas de risque pour la santé des personnes le manipulant s'il n'est pas chauffé.

1.2.4. Caractérisations en laboratoire

L'enrobé bitumineux est un mélange organo-minéral, dont la répartition massique habituelle est de 95 % de granulats et 5 % de bitume. Les caractéristiques des granulats minéraux présents dans les enrobés que nous avons utilisés n'ont pas fait l'objet d'investigations poussées.

Afin de quantifier et analyser le bitume présent dans EU, la teneur en matière organique extractible (MOE) a été mesurée sur AEF, AEM, AEG et AET. Une seule analyse a été faite pour les trois premières fractions et seule la fraction 0-14000 µm (AET) a fait l'objet de 3 répétitions. Pour chaque fraction, de l'enrobé bitumineux a été échantillonné aléatoirement, congelé à -80 °C puis lyophilisé (lyophilisateur Christ Alpha 1-2 LD), avant d'être broyé (broyeur RETSCH MM-400, billes et cellules en acier inoxydable) afin d'augmenter le rendement d'extraction. Le bitume étant un matériau qui devient collant lorsqu'on le chauffe, les cellules contenant les échantillons de bitume à broyer ont au préalable été gelées à l'azote liquide afin d'éviter cette surchauffe et donc une perte de bitume par adhésion aux parois des cellules. Dans le cas de la fraction 0-500 µm, la MOE a été quantifiée sur l'échantillon intact sans broyage car nous avons estimé que la granulométrie était suffisamment fine pour permettre un rendement d'extraction satisfaisant.

Les analyses décrites ci-dessous ont toutes été réalisées sur la plateforme de géochimie organique de GeoRessource (UMR UL-CNRS), excepté les analyses élémentaires qui ont été réalisées par un laboratoire extérieur, la Plateforme d'Analyse Chimique du Laboratoire de mesures physiques de l'Université de Montpellier.

1.2.4.1. Matière organique extractible (MOE) de EU

Méthode : Les échantillons (4,25±0,1 g) ont été extraits à l'ASE 350 (*Accelerated Solvent Extractor*) Dionex. Du cuivre activé et du sulfate de sodium ont été ajoutés aux cellules d'extraction afin d'éliminer respectivement le soufre moléculaire et d'éventuelles traces d'eau résiduelle.

Les paramètres utilisés pour l'extraction sont les suivants :

- Solvant : dichlorométhane (DCM)
- Température : 130 °C
- Nombre de cycles : 2

Pour chaque échantillon, un aliquot d'extrait (1 mL) a été transféré dans des flacons pré-pesés. Après évaporation du solvant jusqu'à sec sous un léger flux d'azote, les flacons ont été à nouveau pesés afin de déterminer la teneur en matière organique extractible (MOE).

Résultats : Les valeurs obtenues (Tableau 3.2), montrent des différences importantes entre les fractions, avec un enrichissement notable de la fraction la plus fine (0-500 µm) en MOE. Cette concentration en MOE (et donc en bitume) dans les plus petites particules de l'AE semble cohérente. Dans la mesure où le bitume recouvre la surface du granulat, plus le granulat enrobé est de petite taille, plus son ratio surface/volume (bitume/granulat) est élevé, et donc plus la contribution du bitume à sa masse totale est importante. Cependant, des extractions complémentaires ont été effectuées sur des échantillons non broyés d'AEM (500-1000 µm) (Tableau 3.2). La valeur moyenne (n=3) de MOE obtenue (69,3 $mg.g^{-1}$) étant supérieure à celle de l'échantillon correspondant broyé (44,3 $mg.g^{-1}$), il est possible que les MOE des échantillons broyés (AEM, AEG et AET) sous-estiment malgré tout la réalité.

La matière organique extraite au dichlorométhane est principalement composée de bitume. On ne peut toutefois pas exclure la contribution, dans des proportions moindres, d'autres sources de matière organique comme des additifs de formulation voire des poussières de pneu, qui peuvent être présentes en abondance sur les chaussées (Järlskog et al., 2020), des huiles diverses et du carburant de moteur en provenance des véhicules ayant circulé sur la chaussée.

1.2.4.2. Fractionnement SARA des MOE issues de EU

Méthode : Les asphaltènes contenus dans les extraits organiques obtenus suivant la méthode décrite plus haut ont été précipités à l'aide d'un *Carrousel 6 Plus Radleys* selon le protocole suivant. Un aliquot d'extrait organique sec (environ 100 mg) a été déposé dans un ballon et recouvert de 100 mL de *n*-pentane, chauffé à reflux à 36 °C pendant 15 min. L'extrait de *n*-pentane est filtré sur filtre GF/F Whatman afin de séparer la fraction des Maltènes du précipitat resté dans le ballon et sur le filtre, correspondant aux Asphaltènes. Ces derniers sont solubilisés à l'aide de dichlorométhane afin de les récupérer. Le volume de solvant de chacune des fractions est ensuite réduit à l'aide d'un Rotavapor. Chaque solution concentrée restante est transférée dans un flacon pré-pesé. Après évaporation du solvant à sec sous un léger flux d'azote, les flacons ont été à nouveau pesés afin de déterminer la teneur en Maltènes et Asphaltènes de l'extrait organique.

Une partie des fractions malténiques a ensuite été fractionnée en trois familles : les hydrocarbures saturés (aliphatiques), les hydrocarbures aromatiques et les résines. Ce fractionnement a été réalisé à l'aide d'un ASPEC-GX-274 GILSON sur des cartouches StrataCN (Phenomenex) additionnées d'1 g de silice activée.

Après dépôt de la fraction malténique (environ 10 mg) sur la cartouche, 2,5 mL de *n*-hexane, 3 mL de DCM, 3 mL d'un mélange DCM/méthanol (80/20, v/v) et 3 mL d'un mélange méthanol/DCM (80/20, v/v) ont été successivement élués afin d'obtenir respectivement les fractions saturées, aromatiques et résines (cette dernière résultant de la combinaison des deux derniers éluats). La quantité de matière organique dans chaque fraction obtenue a été déterminée par pesée après transfert de celle-ci dans des flacons pré-pesés et évaporation du solvant à sec sous un léger flux d'azote.

Résultats : Les résultats du fractionnement (Tableau 3.2 et Figure 3.4) révèlent la proportion particulièrement élevée des asphaltènes dans EU. La part de cette fraction augmente généralement à mesure que le bitume vieillit (Tauste et al., 2018). Ces taux d'asphaltènes au-delà des 30 % sont bien supérieurs aux taux observés dans la littérature pour des bitumes artificiellement vieillis (Lesueur, 2009 ; Lu et al., 2022). Cela confirme le caractère âgé de EU, puisque sa teneur en asphaltènes est supérieure à 32 % quelle que soit la classe granulométrique considérée. On peut noter que AEG et AET ont des profils SARA très semblables (cohérent avec la prédominance de la proportion de AEG dans AET) et qu'à mesure que l'on progresse vers la fraction fine, la proportion d'aromatiques, d'asphaltènes et de saturés (dans une moindre mesure) augmentent, tandis que la proportion de résines chute : AEF en possède trois fois moins que AEG et AET.

		MOE	Saturés	Aromatiques	Résines	Asphaltènes
				mg.g^{-1} (%)		
AEF	Non broyé	105,2	10,0 (9,5)	43,3 (41,1)	13,0 (12,4)	39,0 (37,0)
AEM	Broyé	44,3	3,2 (7,3)	14,8 (33,5)	11,8 (26,6)	14,5 (32,6)
AEM	Non broyé	69,3	-	-	-	-
AEG	Broyé	48	2,6 (5,3)	12 (25,1)	17,0 (35,5)	16,4 (34,1)
AET	Broyé	45,6	2,5 (5,4)	10,9 (24)	16,6 (36,5)	15,5 (34,1)

Tableau 3.2. Teneurs en matière organique extractible (MOE) et proportions des fractions SARA de EU.
Ces teneurs sont exprimées en milligramme par gramme d'échantillon et en pourcentages par rapport à la MOE (valeurs entre parenthèses). Pour toutes les fractions n=1, sauf pour AET où n=2. Pour AEM non broyé n =3. AEF : agrégat d'enrobé fin ; AEM : agrégat d'enrobé moyen ; AEG : agrégat d'enrobé grossier ; AET : agrégat d'enrobé total.

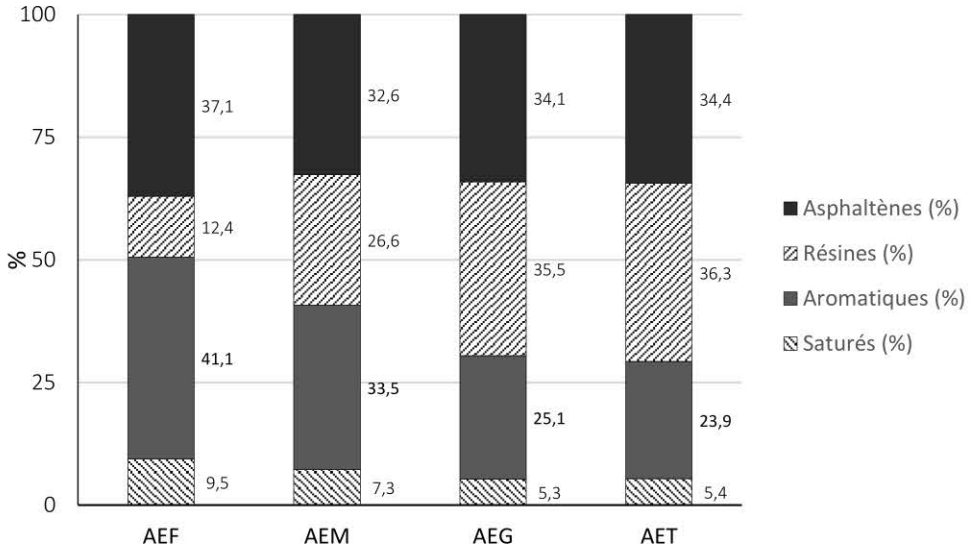


Figure 3.4. Proportions des fractions SARA des classes granulométriques de EU.
AEF : agrégat d'enrobé fin ; AEM : agrégat d'enrobé moyen ; AEG : agrégat d'enrobé grossier ; AET : agrégat d'enrobé total.

1.2.4.3. Distribution de la masse moléculaire d'EU (SEC)

Méthode : La chromatographie par exclusion de taille (*size exclusion chromatography* en anglais ou SEC) est une technique qui permet d'étudier la distribution de la masse moléculaire des extraits organiques. Elle consiste en une chromatographie en phase liquide (HPLC). Le détecteur utilisé est un détecteur à barrette de diode (DAD - HP 1100 series). Les extraits organiques sont dilués à la concentration de 1 $mg.mL^{-1}$ dans du Tetrahydrofurane (THF). Le solvant d'élution (THF) dans le circuit HPLC circule à 1 $mL.min^{-1}$, soit une pression dans le système de 67 bars. Cinquante µL sont injectés pour chaque échantillon et la colonne est maintenue à une température constante de 25 °C. La colonne est calibrée avec des solutions de polystyrène standard (Mp 162-40 000 Da) à partir de l'absorption 254 nm mesurée par le DAD.

Résultats : Les résultats obtenus avec cette méthode (Figure 3.5) montrent une homogénéité globale du profil des différentes fractions granulométriques. Les fractions AEF, AEM et AEG montrent des augmentations de teneurs en composés à haut poids moléculaire par rapport à AET, comme le signale l'épaulement peu avant 10 000 $g.mol^{-1}$. Ces profils sont cohérents avec les résultats du fractionnement SARA, excepté dans le cas de AET, qui a un profil différent alors qu'il avait montré une répartition SARA similaire à AEG. En revanche la forte proportion en asphaltènes dans AEF se retrouve bien dans son chromatogramme. Il faut noter que les composés saturés, la moins abondante des quatre fractions dans nos échantillons, n'est pas détectée par le détecteur utilisé (DAD) dans le cadre de cette analyse par SEC (Dutoit et al., 2024).

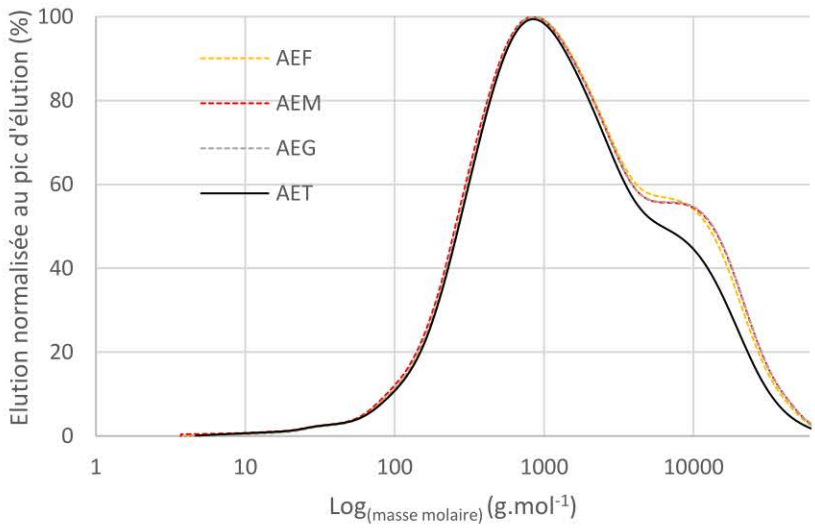


Figure 3.5. Chromatogrammes obtenus par chromatographie par exclusion de taille (SEC) des différentes fractions granulométriques d'EU.

L'axe des ordonnées correspond au pourcentage d'éluat normalisé par rapport au pic d'élution. AEF : agrégat d'enrobé fin ; AEM : agrégat d'enrobé moyen ; AEG : agrégat d'enrobé grossier ; AET : agrégat d'enrobé total.

1.2.4.4. Analyse élémentaire

Méthode : Une analyse élémentaire de la matière organique extractible (MOE) des différents AE a été réalisée. Pour le carbone, l'hydrogène, l'azote et le soufre, chaque échantillon est déposé dans une capsule en étain et soumis à une phase d'inertage sous flux d'hélium. Il subit ensuite une première combustion catalytique (sans flamme) à une température de 1150 °C. Puis les gaz résultant de cette première combustion sont acheminés (toujours sous flux d'He) dans un deuxième four à 850 °C où ils sont réduits (CO_2, H_2O, N_2, SO_2) à l'aide de cuivre chaud. Le mélange de ces gaz et de l'He est ensuite séparé grâce à une colonne de désorption à température programmable (TPD). C, H et N sont quantifiés grâce à un détecteur à conductivité thermique (catharomètre TCD) et S est quantifié grâce à un détecteur infra-rouge. Pour l'oxygène, chaque échantillon est déposé dans une capsule en argent et également soumis à une phase d'inertage sous flux d'He. Il est ensuite pyrolysé, toujours sous flux d'He, à une température de 1150 °C. Puis les gaz de pyrolyse sont convertis en monoxyde de carbone (CO), séparés par chromatographie puis quantifiés grâce à un catharomètre (TCD).

Résultats : Ces analyses ont été réalisées sur AEF, AEM et AEG mais pas sur AET (Tableau 3.3).

	Granulométrie	C	H	N	S	O
	µm			%		
AEF	0-500	80,08	9,76	1,14	5,65	3,38
AEM	500-1000	80,59	9,59	1,02	5,55	3,25
AEG	1000-14000	80,28	9,82	1,16	5,62	3,12

Tableau 3.3. Parts des éléments C, H, N S et O dans les 3 fractions granulométriques composant EU, obtenues par analyse élémentaire.

Tous les pourcentages sont exprimés par rapport à la masse initiale d'échantillon. AEF : agrégat d'enrobé fin ; AEM : agrégat d'enrobé moyen ; AEG : agrégat d'enrobé grossier ; AET : agrégat d'enrobé total.

La part d'oxygène supérieure à 3 % dans tous les échantillons confirme le caractère altéré (oxydé) d'EU. En effet les valeurs de référence indiquées dans la littérature pour les bitumes neufs montrent un maximum de 2 % d'oxygène (Dutoit et al., 2024; Hunter et al., 2015; Lesueur, 2009) et 2,23 % pour du bitume vieilli en conditions réelles durant 5 ans (Werkovits et al., 2023).

Des mesures réalisées avec un analyseur portable par fluorescence X ont montré (valeurs non présentées) des teneurs inférieures aux limites de détection pour la plupart des métaux, sauf pour le vanadium. Pour celui-ci, les teneurs sont respectivement pour AEF, AEM, AEG et AET de 154 $mg.kg^{-1}$, 69 $mg.kg^{-1}$, 94 $mg.kg^{-1}$ et 42 $mg.kg^{-1}$, ce qui correspond aux gammes de concentration indiquées dans la littérature (Hunter et al., 2015).

Des analyses en chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS) sur les extraits de bitume n'ont pas révélé la présence de hydrocarbures aromatiques polycycliques. Cela confirme le diagnostic réalisé préalablement aux travaux ayant permis de récupérer ce matériau (voir partie 1.2.3), qui est celui de la non-contamination en HAP de EU.

Les caractérisations menées sur EU indiquent qu'il s'agit d'un matériau non contaminé dont la manipulation ne représente pas de risque pour l'opérateur. Le bitume qui le compose est

particulièrement oxydé et sa composition moléculaire est dominée par les composés à haut poids moléculaire, polaires (résines et asphaltènes) et aromatiques. L'AE, matériau issu du concassage de l'enrobé une fois récupéré, est composé en grande majorité (80 % en masse) de granulats de diamètre supérieur à 1 mm. En outre, des différences de concentration en MOE et de répartition des fractions SARA existent en fonction des fractions granulométriques. L'ensemble de ces caractéristiques ne présentent pas de différences notables avec les données disponibles dans la littérature pour d'autres matériaux bitumineux.

2. *Les sols*

Les différents sols ont été choisis car leurs usages suivent un gradient d'anthropisation, croissant du sol forestier (F) aux sols industriels (I1 et I2), en passant par des sols agricoles et urbains.

2.1. Provenance et description

Les horizons de surface de sept sols différents ont été échantillonnés, préparés et mis en œuvre (Tableau 3.5, figure 3.6).

Le sol forestier (F) est situé aux abords immédiats du site expérimental de l'Observatoire Pérenne de l'Environnement (OPE-ANDRA) de Montiers-sur-Saulx (Meuse) géré par l'INRAE, l'ONF et l'ANDRA, dans une forêt de type hêtraie pure. Nos observations (absences de souches récentes, présence de rémanents au sol, absence d'ornières d'engins à proximité) indiquent qu'il s'agit d'un espace peu perturbé, proche d'un état naturel.

Le sol prairial (P) est situé sur la ferme expérimentale de l'ENSAIA-Université de Lorraine à la Bouzule (Meurthe et Moselle). Il s'agit d'un sol géré en prairie permanente depuis 2013, avec une fauche annuelle.

Les sols urbains descellés (UD1, UD2 et UD3) sont situés sur les sites expérimentaux de désimperméabilisation du projet de recherche DESSERT (Désimperméabilisation des Sols, Services écosystémiques et Résilience des Territoires) et constituent les modalités « MAX » décrites dans la thèse de Claire Vieillard (Vieillard, 2024) et le guide opérationnel issu de ce projet (Schwartz et al., 2025). Il s'agit pour les trois sols, d'un mélange de graves décompactées (matériaux minéraux grossiers constitutifs des sous-couches de chaussée) et de compost de déchets verts, présents dans des proportions volumiques respectives de 2/3 et 1/3. Ils ont tous trois été mis en place entre novembre 2021 et janvier 2022, avec les matériaux (graves et compost) disponibles sur place et donc aux caractéristiques propres à chaque site. Ces trois sols ont par la suite été ensemencés (mi-mai 2022) avec un même mélange de 10 variétés d'herbacées annuelles, et fauchés ensuite selon une fréquence d'une à deux fois par an. Il s'agit de sols anthropisés issus du génie pédologique, en voie de renaturation, soumis à des climats contrastés.

Les sols industriels (I1 et I2) proviennent initialement du site de l'ancienne cokerie de Neuves-Maisons (Meurthe-et-Moselle) active de 1921 à 1983. Le sol I1 provient de parcelles expérimentales *in situ* mises en place dans le cadre du projet ANR Multiposite en 2005. Ces parcelles, de 6 m^2 (2x3 m) et de 0,7 m de profondeur, sont localisées sur le site expérimental de la station du GISFI (Homécourt). La parcelle sélectionnée correspond à la modalité dans laquelle le sol de cokerie n'a subi aucun traitement

préalable avant sa mise en place, puis a été colonisé spontanément par la végétation, sans contrôle. Le sol I2 est également issu du site de la cokerie de Neuves-Maisons, mais il a été entreposé à l'extérieur sur le site de station du GISFI à partir de 2005, d'abord sous une bâche puis dans un bac étanche à l'eau (sol équivalent à celui utilisé pour le remplissage des parcelles expérimentales décrites précédemment) Il a été collecté directement dans ce contenant.

- Dans le cadre des expérimentations *in situ* décrites dans le chapitre 5, 6 sites ciblés pour la nature spécifique de leur sol (F, P, UD1, UD2, UD3, I1) ont été sélectionnés pour accueillir des sachets de matières organiques.
- Pour les expérimentations réalisées en conditions contrôlées (incubations), décrites dans ce même chapitre, 4 de ces 6 sols (F, P, UD1, I1) ont été prélevés sur les sites correspondant et ramenés au laboratoire, auxquels il faut rajouter un sol supplémentaire, le sol I2.



Figure 3.6. Environnement des sols mis en œuvre dans la thèse.

Nom du sol (abréviation)	Localisation du prélèvement et coordonnées GPS du sol	Dates de prélèvement	Classification du sol **WRB** | RP	Climat
Sol forestier (F)	Montiers-sur-Saulx (Meuse 55) 48°31'59.8"N 5°18'07.1"E	Juillet et septembre 2024	**Rendzic Leptosol** Rendisol	Océanique altéré (Cfb)
Sol prairial (P)	Laneuvelotte (Meurthe-et-Moselle 54) 48°44'20.8"N 6°19'45.0"E	Juillet et septembre 2024	**Endostagnic Cambisol** Calcisol rédoxique	Semi-continental (Cfb)
Sol urbain descellé (UD1)	Nancy (Meurthe-et-Moselle 54) 48°40'46.9"N 6°10'11.4"E	Juillet 2024	**Transportic Technosol** Anthroposol construit	Semi-continental (Cfb)
Sol urbain descellé (UD2)	Angers (Maine-et-Loire 49) 47°28'29.2"N 0°29'42.3"W	Août 2023	**Transportic Technosol** Anthroposol construit	Océanique (Cfb)
Sol urbain descellé (UD3)	Mandelieu-la-Napoule (Alpes-Maritimes 06) 43°33'31.9"N 6°57'06.4"E	Août 2023	**Transportic Technosol** Anthroposol construit	Méditerranéen (Csa)
Sol industriel laissé dehors (I1)	Homécourt (Meurthe-et-Moselle 54) 49°12'51.7"N 5°59'44.5"E	Octobre 2024	**Technosol** Anthroposol artificiel	Semi-continental (Cfb)
Sol industriel conservé à l'abri (I2)	Homécourt (Meurthe-et-Moselle 54) 49°12'51.7"N 5°59'44.5"E	Août 2024	-	-

Tableau 3.4. Localisation et caractéristiques des sols utilisés dans la thèse

2.2. Méthode d'échantillonnage et de préparation des sols

Sur le terrain, les sols utilisés pour les expérimentations en conditions contrôlées ont été prélevés à des profondeurs comprises entre 5 et 15 cm (horizons A), après avoir retiré la litière et tous autres résidus végétaux éventuellement présents en surface.

Bien que le terme exact soit davantage celui de « terres » pour désigner ces échantillons prélevés dans l'horizon supérieur des différents profils pédologiques, ils seront appelés « sols » dans ce travail. Concernant I2, il n'a pas été prélevé dans un sol à proprement parler, puisqu'il s'agit d'un lot de terre stockée à l'abri depuis 2005 et non exposée aux facteurs de pédogenèse.

Au laboratoire, les sols ont été séchés à l'air libre ou à l'étuve (30 °C) pour ceux qui avaient été échantillonnés par temps particulièrement humide, jusqu'à atteindre une humidité résiduelle inférieure à 30 %. Leur séchage a permis de faciliter le tamisage à moins de 2 mm, opération qui a également permis de retirer les racines et la macrofaune présentes. Ces sols séchés et tamisés ont ensuite été homogénéisés puis stockés à une température de 5 °C en attendant leur utilisation.

2.3. Caractéristiques physico-chimiques des sols

Les caractéristiques physico-chimiques des sols (Tableau 3.6) sont issues d'analyses externalisées réalisées par le laboratoire d'analyse des sols (LAS, INRAE) selon les normes suivantes :

- granulométrie sans décarbonatation : NFX 31-107
- carbonates totaux ($CaCO_3$) : combustion sèche puis dosage selon la norme ISO 10 693
- carbone (C) total, carbone organique total (COT) : combustion sèche puis dosage selon la norme ISO 10 694
- azote (N) total : combustion sèche puis dosage selon la norme ISO 13 878
- phosphore Olsen : NF ISO 11 263
- pH eau : ISO 10 390 (2021)
- capacité d'échange cationique (CEC) Metson : extraction au chlorure de cobaltihexammine selon la norme NFX 31-130 (1999) puis détermination de la concentration en ions échangeables selon la norme ISO 23 470 (2018)
- aluminium (Al) et fer (Fe) (UD3 seulement) : mise en solution totale par attaque acide selon la norme NFX 31-147 & dosage ICP-MS selon la norme NF ISO 17 294
- Al, Fe, CaO, MgO, Mn, K_2O : extraction au chlorure de cobaltihexammine selon la norme NFX 31 130 (1999) puis dosage par ICP-AES

	Unité	F	P	UD1	UD2	UD3	I1	I2
A	$g.kg^{-1}$	252	307	176	-	64	66	74
LF	$g.kg^{-1}$	383	381	175	-	78	126	164
LG	$g.kg^{-1}$	195	166	124	-	83	91	129
SF	$g.kg^{-1}$	135	48	81	-	224	66	207
SG	$g.kg^{-1}$	35	98	444	-	552	651	426
$CaCO_3$	$g.kg^{-1}$	<1	<1	77	44 ± 2	941 ± 8	10	206
C total	$g.kg^{-1}$	33,9	23,6	66,7	78,6 ± 2,5	127,3 ± 2,1	76	89,4
COT	$g.kg^{-1}$	33,9	23,6	57,4	73,3 ± 2,7	14,4 ± 3,2	74,8	64,6
N total	$g.kg^{-1}$	1,98	2,11	3,62	5,9 ± 0,3	1,12 ± 0,2	2,43	1,37
C/N	$g.kg^{-1}$	17,1	11,2	15,9	12,4	12,8	30,8	47,2
P_{Olsen}	$g.kg^{-1}$	0,008	0,036	0,12	0,13	0,02	0,035	0,037
pH eau	-	5,3	6,7	7,9	8	8,5	7,5	8,3
CEC	$cmol^{+}.kg^{-1}$	8,23	15,7	29,87	-	-	14,01	10,58
Al	$cmol^{+}.kg^{-1}$	1,59	0,02	0,03	-	4,03*	<0.02	0,02
Fe	$cmol^{+}.kg^{-1}$	0,01	<0,005	0,01	-	2,93*	0,02	0,02
CaO	$g.kg^{-1}$	1,46	3,89	7,83	-	8,15	16,04	3,67
MgO	$g.kg^{-1}$	0,15	0,24	0,41	-	0,46	0,06	0,16
Mn	$g.kg^{-1}$	28,79	10,69	< 0,005	-	-	1,4	<0.005
K_2O	$g.kg^{-1}$	0,08	0,23	0,43	-	0,81	0,1	0,29

Tableau 3.5. Caractéristiques physico-chimiques des sols utilisés dans le cadre de la thèse.

*Pour toutes les valeurs n=1, sauf lorsque des écart-types sont indiqués où n=3. - : absence de donnée. A : argiles ; LF : limons fins ; LG : limons grossiers ; SF : sables fins ; SG : sables grossiers ; C total : carbone total ; COT : carbone organique total ; POlsen : phosphore assimilable déterminé selon la méthode de Olsen ; F : sol forestier ; P : sol prairial ; UD1, UD2, UD3 : sols urbain descellés ; I1, I2 : sols industriels de Neuves-Maisons. * : valeurs en $g.kg^{-1}$ et non en $cmol^{+}.kg^{-1}$.*

Les sols utilisés ont des valeurs de COT, N_{total}, P_{Olsen} et pH_{eau} proches de données de la littérature scientifique pour la France, issues de plus de 2400 sols (Joimel, 2015). Dans cette publication les auteurs ont classé les sols en fonction de leurs usages et selon un gradient d'anthropisation, et ont calculé les médianes pour un certain nombre d'indicateurs. La comparaison pour les 4 paramètres suscités sont présentés dans le tableau 3.7.

		COT		N total		POlsen		pH eau	
		%						-	
Joimel et al. (2015)	Thèse	Joimel et al. (2015)	Thèse	Joimel et al. (2015)	Thèse	Joimel et al. (2015)	Thèse	Joimel et al. (2015)	Thèse
Forêt	F	2,68	**3,39**	0,17	**0,198**	0,006	**0,008**	4,9	**5,29**
Prairie	P	2,48	2,36	0,24	0,211	0,031	**0,036**	5,95	**6,65**
	UD1		**5,74**		**0,362**		**0,012**		7,09
	UD2		**7,33**		0,59		**0,013**		**8,01**
SUITMA	UD3	3,73	1,44	0,15	0,112	0,0045	0,002	7,7	**8,48**
	I1		**7,48**		**0,243**		0,0035		7,46
	I2		**6,46**		0,137		0,0037		**8,33**

Tableau 3.6. Comparaison des valeurs de 4 paramètres de fertilité chimique des sols de la thèse avec des valeurs médianes de la littérature scientifique (Joimel et al., 2015), correspondant à des usages du sol proches ou équivalents.

COT : carbone organique total ; P_{Olsen} : phosphore assimilable déterminé selon la méthode Olsen ; SUITMA : Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas (voir chapitre 1 pour une définition complète) ; les valeurs indiquées en gras sont supérieures aux valeurs médianes de Joimel et al. (2015).

Les caractéristiques physico-chimiques contrastées de ces différents sols, leurs usages actuels ou passés et leurs modes de gestion reflètent un gradient d'anthropisation, croissant selon l'ordre suivant : F < P < UD1, UD2, UD3 < I1 < I2.

Chapitre 4. Dynamiques du carbone dans un Technosol ékranique

Dans la littérature scientifique, l'étude des Technosols ékraniques s'est jusqu'à présent concentrée sur les horizons sous-jacents à la couche de scellement (Chapitre 1), avec le présupposé que cette dernière ne faisait pas partie du sol en tant que tel. Pourtant, les référentiels pédologiques incluent bien l'horizon de scellement dans la définition du Technosol ékranique suivant le référentiel international (WRB, 2022) ou Anthroposol scellé suivant le référentiel français (AFES, 2008), ce qui rend légitime de l'étudier comme partie intégrante du profil de sol.

On pourrait *a minima*, au regard des éléments du chapitre 1 et résultats du chapitre 2, décrire l'horizon de scellement de la manière suivante :

- Un horizon à teneur très élevée en artéfacts organo-minéraux, dont le pool de matières organiques est la plupart du temps du bitume issu de la distillation d'un pétrole ;
- Un horizon exposé à des facteurs d'altération spécifiques, en particulier le rayonnement UV-A (oxydation), la présence d'eau (réactions biochimiques), le passage de véhicules (abrasion mécanique, déformation), les facteurs climatiques (alternance gel/dégel, températures élevées, lessivage), les pratiques d'entretien (*e.g.*, utilisation de sel de déneigement) ;
- Un horizon induré et d'un seul bloc, dans les cas où le matériau de revêtement n'est pas ou peu fissuré.

Sur la base de ces connaissances préalables et dans la mesure où cette thèse cherche à éclairer le devenir du carbone organique dans les Technosols ékraniques, les questions suivantes se posent (Figure 4.1) :

- Les sols scellés avec un enrobé bitumineux peuvent-ils émettre des gaz à effet de serre sous l'effet d'un rayonnement UV-A ?
- Un enrobé bitumineux neuf émet-il davantage de gaz à effet de serre qu'un enrobé bitumineux usagé ou vieilli ?
- Peut-on quantifier ces émissions de gaz à effet de serre à l'échelle de la France métropolitaine ?

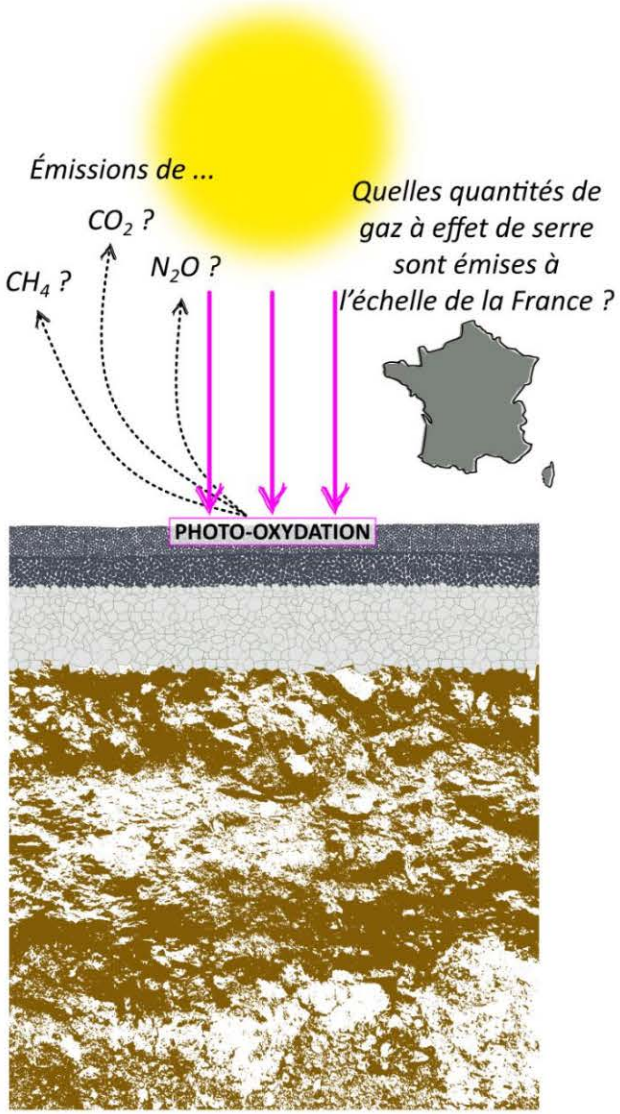


Figure 4.1. Les sols scellés avec un enrobé bitumineux peuvent-ils émettre des gaz à effet de serre sous l'effet d'un rayonnement UV-A ?

1. *Matériels et méthodes*

L'état de l'art (Chapitre 1) a montré que le bitume est susceptible de produire des gaz à effet de serre au cours de son oxydation, et que le rayonnement UV-A est le principal facteur oxydatif (photo-oxydation) une fois un enrobé bitumineux en place. Le choix a donc été fait de se concentrer sur ce seul facteur de vieillissement du bitume, en concevant un dispositif expérimental capable de simuler le rayonnement UV-A solaire.

1.1. Description du dispositif expérimental de simulation d'un rayonnement UV-A

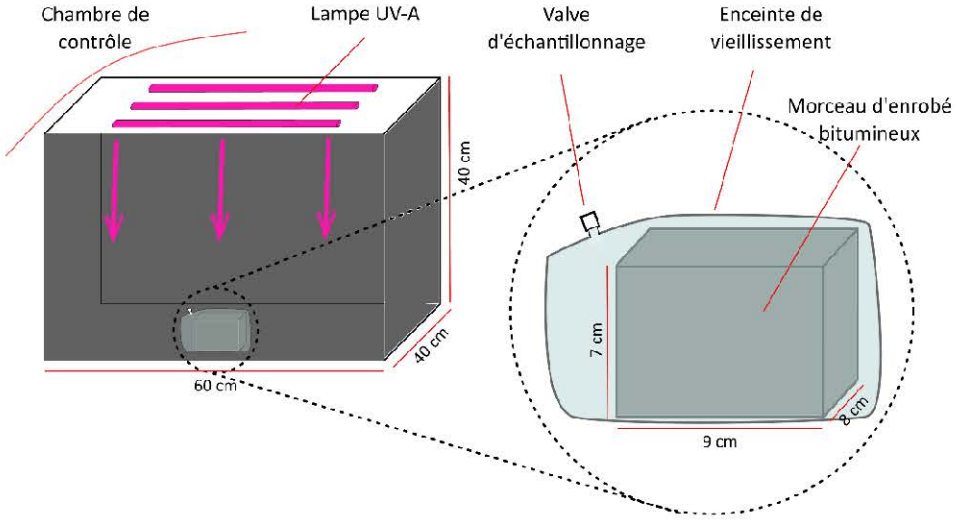


Figure 4.2. Dispositif expérimental composé de (i) la chambre de contrôle et de (ii) l'enceinte de vieillissement.

Le dispositif de simulation d'un rayonnement UV-A (Figure 4.2) est constitué d'une **chambre de contrôle** (Figure 4.3), à savoir un caisson en verre recouvert d'un film occultant. Celui-ci permet d'empêcher le passage du rayonnement UV-A en provenance de l'intérieur de l'enceinte ainsi que du rayonnement lumineux en provenance de l'extérieur. Cette chambre, fermée lors des essais, sert à maintenir une composition atmosphérique stabilisée autour de l'échantillon de bitume et notamment à éviter des concentrations trop élevées de CO_2 du fait de la présence d'opérateurs à proximité. L'autre partie du dispositif est l'**enceinte de vieillissement** en elle-même, à savoir un sachet d'échantillonnage de gaz transmettant le rayonnement UV, dans lequel est enfermé un morceau d'enrobé bitumineux.

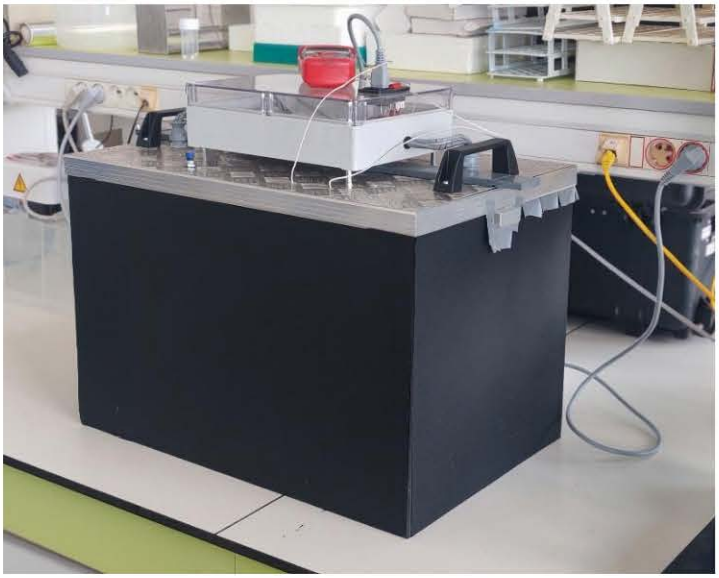


Figure 4.3. Chambre de contrôle du dispositif de simulation du rayonnement UV-A.
L'appareil rouge est le thermomètre numérique (RS Pro 42K).

La chambre de contrôle est fermée avec un couvercle en acier inoxydable sur lequel peuvent se fixer jusqu'à 3 lampes UV-A (de marque *Sylvania,* « Blacklight 368 »), de puissance 15 Watts et de longueur d'onde (λ) centrée sur 368 nm (Figure 4.4). Cette valeur a été choisie car elle est proche de 365 nm, qui selon la littérature scientifique est la longueur d'onde à laquelle l'oxydation du bitume par l'UV-A est maximale (Mirwald et al., 2022). Pour cette raison, cette longueur d'onde est la plus couramment choisie dans les essais de vieillissement (Polo-Mendoza et al., 2022).

Pour mesurer l'irradiance, un spectromètre (*Ocean Insight*) couvrant une bande de longueurs d'ondes 220 – 1050 nm a été utilisé. L'irradiance (à différencier de l'irradiation solaire) est un paramètre mesurant la puissance reçue par unité de surface. Il s'exprime en Watts par mètre carré ($W.m^{-2}$). Deux sondes thermiques (thermocouples) reliées à un thermomètre numérique (*RS Pro 42K)* sont présentes dans l'enceinte et permettent d'y mesurer la température en n'importe quel point, y compris à la surface du sac d'échantillonnage.

Le sac étanche (*Supelco*, capacité 1 L) dans lequel sont enfermés les morceaux d'enrobé bitumineux est fabriqué en polyfluorure de vinyle (PVF), matériau appelé communément « Tedlar », d'une épaisseur de 0,05 mm. Ce matériau a été choisi pour sa bonne capacité à transmettre le rayonnement UV-A : les mesures que nous avons réalisées ont indiqué une capacité à transmettre 90 % de l'irradiance parvenant à la surface du sac (Figure 4.4). La famille des fluoropolymères est caractérisée par la forte résistance de ses liaisons Carbone-Fluor. C'est un matériau de ce type qui a été utilisé par des auteurs ayant réalisé une expérimentation similaire (Tyler et al., 1990), avec des sacs en fluoroéthylène propylène (FEP), ou « Téflon ».

Les sacs d'échantillonnage sont dotés d'une vanne de type bouchon à vis, qui est déverrouillé en le tournant d'un quart de tour. L'étanchéité est assurée par la présence d'un septum « Thermogreen ».

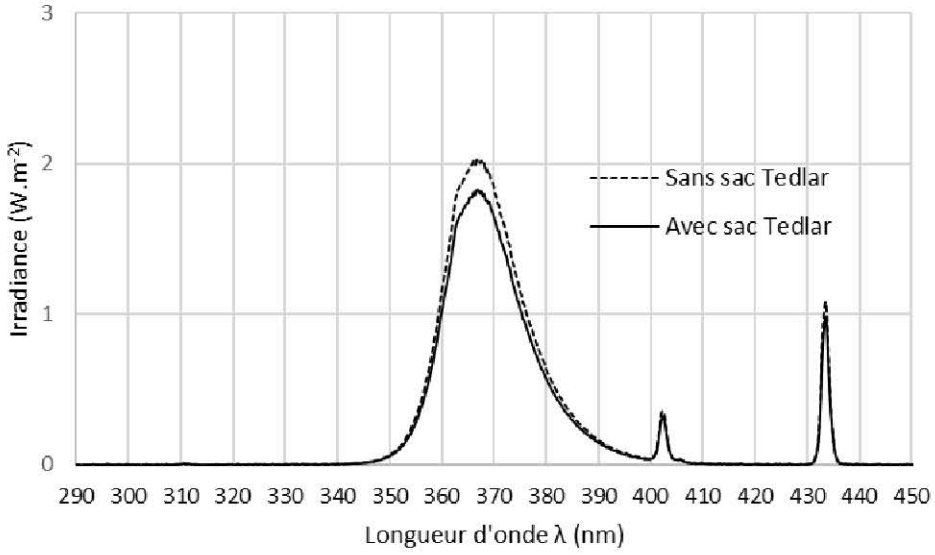


Figure 4.4. Spectre d'irradiance des lampes UV-A.
La ligne en pointillés correspond au spectre en absence de sac Tedlar et la ligne pleine au spectre en présence d'un sac Tedlar.

1.2. Préparation des enrobés bitumineux

Les matériaux bitumineux utilisés ont été décrits dans le chapitre 3. Pour rappel, il s'agit de bétons bitumineux semi-grenus (BBSG) et plus précisément des échantillons suivants : enrobé neuf (EN) et enrobé usagé (EU). Récupérés sous forme de plaques fabriquées sur mesure (EN) ou sous forme de croûtes d'enrobés (EU), ils ont été redécoupés aux dimensions souhaitées à l'aide d'une scie fixe dotée d'un disque diamanté. Les matériaux bitumineux ont été saturés d'eau par l'utilisation d'un jet continu pour limiter la production de poussière. L'eau présente dans les pores des morceaux découpés a été ôtée en les séchant à l'air comprimé (N_2) puis en les laissant sous sorbonne entre 24 h et 48 h à température ambiante. Les morceaux d'enrobé bitumineux ont été découpés à des dimensions suffisamment petites pour pouvoir être insérés dans les sacs d'échantillonnage. Les dimensions moyennes des morceaux d'enrobés EN et EU utilisés sont : 8,7 cm (longueur) par 7,9 cm (largeur) par 7,2 cm (hauteur) (Figure 4.5). Il est visible sur cette photographie que la découpe met à nu le cube d'enrobé bitumineux sur la plupart de ses côtés et rend visible la porosité de ce matériau organo-minéral. Une fois l'enrobé bitumineux découpé, ses tranches ainsi que ses agrégats présentant des arêtes ou des angles pointus sont arrondis avec une lime en acier, afin de limiter les risques de trouer les sacs d'échantillonnage.

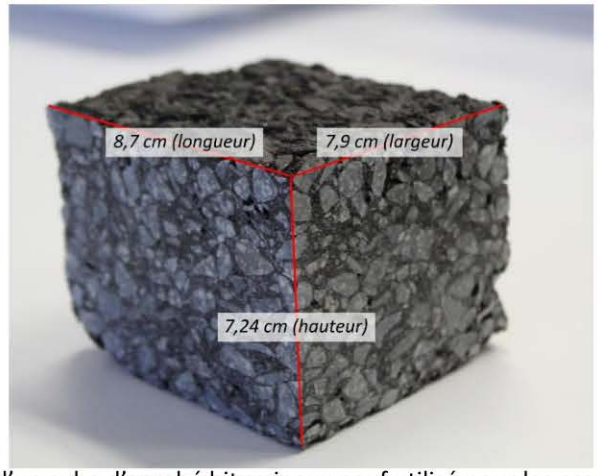


Figure 4.5. Vue 3D d'un cube d'enrobé bitumineux neuf utilisé pour les essais de vieillissement.

1.3. Les différentes étapes d'un essai de vieillissement

1.3.1. Paramétrage de l'irradiance

La valeur d'irradiance reçue par l'échantillon d'enrobé bitumineux est paramétrable de deux manières : (i) en ajustant le nombre de lampes : 1 (faible irradiance) à 3 (irradiance maximale) et (ii) en faisant varier la distance entre les lampes et le sac contenant l'enrobé bitumineux. Il est possible de rapprocher (augmentation de l'irradiance) ou éloigner (diminution de l'irradiance) l'échantillon des lampes pour moduler l'énergie qu'il reçoit. L'irradiance est mesurée en plaçant le capteur du spectromètre (*Ocean Insight*) enfermé dans un sac d'échantillonnage, à la position exacte qu'occuperont les 4 angles et le milieu de la face supérieure de l'enrobé bitumineux.

1.3.2. Conditionnement de l'enrobé bitumineux dans le sac

Une fois la préparation des enrobés bitumineux terminée, ils sont enfermés dans les sacs d'échantillonnage préalablement ouverts à une extrémité (découpage d'un des côtés) (Figure 4.6). Les sacs sont ensuite refermés par thermo-scellement, c'est-à-dire que les deux faces du sac sont mises en contact et chauffées à 70 °C pendant 10 s. L'étanchéité des sacs thermoscellés est vérifiée en les immergeant dans l'eau après les avoir remplis d'air et en s'assurant qu'aucune bulle d'air ne s'en échappe. Afin de purger les sacs avant le lancement des essais de vieillissement, l'atmosphère du sac d'échantillonnage contenant l'enrobé bitumineux subit cinq cycles de vidange/remplissage, avec une pompe branchée sur la vanne de prélèvement du gaz (vidange) et l'injection d'un gaz inerte (argon) par cette même vanne. Le sac d'échantillonnage, préalablement mis sous vide, est rempli d'air avec le volume souhaité à l'aide d'une seringue en plastique de capacité 50 mL. Cet air provient soit de l'atmosphère ambiant (A), soit d'un gaz modèle (M) composé de 80 % d'N_2 et de 20 % d'O_2. Le sac contenant l'enrobé bitumineux est ensuite positionné dans l'enceinte à l'endroit idoine et l'essai de vieillissement commence à l'allumage des lampes.



Figure 4.6. Sac d'échantillonnage (enceinte de vieillissement) contenant un morceau d'enrobé bitumineux.

1.3.3. Déroulement de l'essai de vieillissement

Les concentrations en gaz sont mesurées toutes les 20 à 30 min. Chaque prélèvement dans le sac nécessitant de relever le couvercle sur lequel sont fixés les lampes UV-A, celles-ci sont à chaque fois éteintes pendant 20 à 30 s afin de ne pas exposer l'opérateur au rayonnement. Les essais menés en conditions contrôlées (lampes UV) ont duré entre 5 et 10 h et celui réalisé en conditions semi-réelles (lumière du soleil en extérieur) a duré 17 h et 30 min. A la fin de chaque essai, l'étanchéité des sacs est contrôlée : le sac contenant l'enrobé bitumineux est gonflé avec une pompe et l'absence de fuites est vérifiée en l'immergeant dans l'eau et en s'assurant qu'aucune bulle d'air ne s'en échappe.

1.4. Concentrations de gaz dans les sacs d'échantillonnage

1.4.1. Méthode de mesure (micro-GC)

Les échantillons de gaz sont prélevés à l'aide d'une seringue étanche en verre de 5 mL, et injectés dans un micro-chromatographe (micro-GC) de terrain (*Agilent 490 Micro GC)* qui mesure les concentrations en dioxyde de carbone (CO_2), dioxygène (O_2) et méthane (CH_4). L'O_2 et le CH_4 sont quantifiés avec un module équipé d'une colonne Molsieve 5Å (10 m de longueur) maintenue à 145°C avec de l'argon comme gaz vecteur. Quant au CO_2, il est quantifié avec un module équipé d'une colonne PoraplotU (10 m de longueur) maintenue à 80°C avec de l'hélium comme gaz vecteur. Pour les deux modules, la température d'injection est de 90 °C, la pression du gaz vecteur est de 30 psi et les détecteurs sont des micro-catharomètres (µTCD). L'intégration des pics est réalisée avec le logiciel Soprane (SRA Instruments), et les calibrations ont été réalisées avec des gaz de référence aux concentrations connues (Le et al., 2023).

Remarque : La perméabilité des sacs indiquée par le fabricant est de 50 $mL.m^{-2}.jour^{-1}$ pour l'O_2 et de 172 $mL.m^{-2}.jour^{-1}$ pour le CO_2. Ces valeurs étant valables pour un gradient de pression spécifique non renseigné par le fabricant, il n'a pas été possible de les appliquer à nos conditions expérimentales afin de connaître les entrées ou sorties de gaz depuis notre dispositif.

1.4.2. Conversion des valeurs de concentration en masse de gaz

Les concentrations de gaz obtenues lors d'une mesure sont converties en masses (*m*gaz) selon la formule suivante :

$$mgaz = (Vgaz/1000000)*(V/VMgaz)*Mgaz$$

Avec :

- *m*gaz : masse de gaz (g)
- Vgaz (ppmv) le volume de gaz mesuré dans le sac à un instant *t*
- V (litres) le volume d'air mort au contact de l'enrobé bitumineux dans le sac. Cette valeur diminue au fur et à mesure que se succèdent les prélèvements de 5 mL, variation dont il est tenu compte dans le calcul.
- VMgaz (litres) le volume molaire du gaz ciblé :
  - CO_2 : 22,852 $L.mol^{-1}$
  - O_2 : 22,414 $L.mol^{-1}$
  - CH_4 : 24,47 $L.mol^{-1}$
- Mgaz ($g.mol^{-1}$) la masse molaire du gaz ciblé :
  - CO_2 : 44,01 $g.mol^{-1}$
  - O_2 : 31,999 $g.mol^{-1}$
  - CH_4 : 16,04 $g.mol^{-1}$

1.5. Choix des valeurs d'irradiances et équivalences avec un spectre solaire

Le choix des valeurs d'irradiances (UV-A) auxquelles sont exposés les enrobés bitumineux en conditions contrôlées s'est basé sur des irradiances mesurées en conditions réelles et sans sac Tedlar, par temps ensoleillé (Figure 4.7). Le choix a été fait de ne pas exposer les enrobés bitumineux à des irradiances (et donc des énergies) trop élevées, jamais ou très rarement atteintes en conditions réelles. En effet, l'exposition des liaisons chimiques du bitume à une énergie trop importante pourrait faire franchir un « seuil catalytique » aux réactions d'oxydation, ce qui amènerait à enclencher des mécanismes et à atteindre des intensités d'oxydation n'ayant pas cours en conditions réelles d'exposition d'un Technosol ékranique.

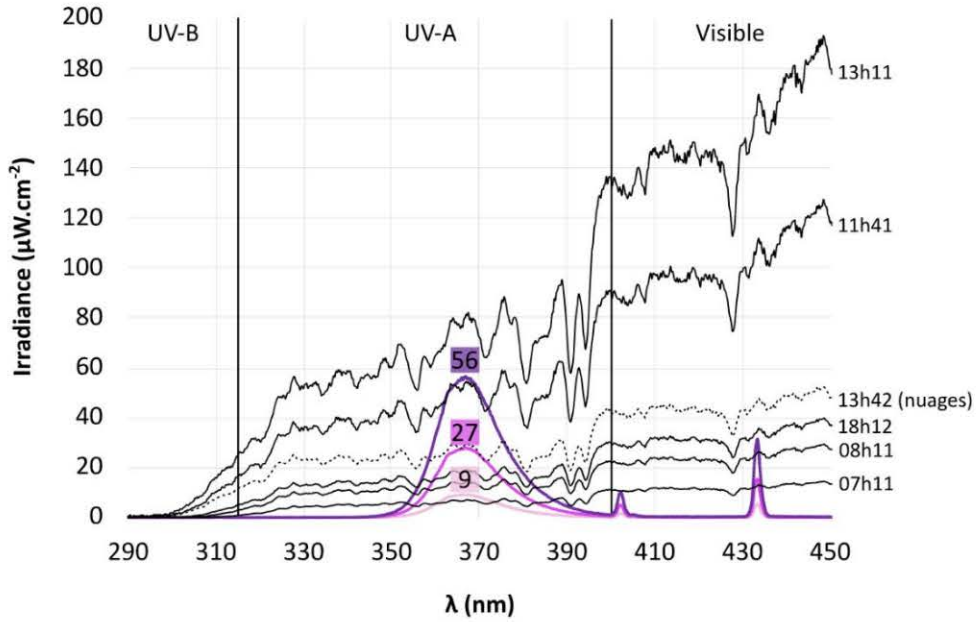


Figure 4.7. Superposition des spectres des lampes UV-A utilisées dans le dispositif expérimental et des spectres obtenus *in situ* par temps ensoleillé (17 juillet 2024).

Les spectres des lampes UV-A acquis avec sac Tedlar sont de couleurs rose, fuchsia et violette, et correspondent respectivement aux irradiances 9, 27 et 56 µW.cm^{-2} à 368 nm. Les spectres solaires acquis sans sac Tedlar sont représentés en noir, et les heures d'acquisition de chaque spectre sont indiquées à droite de la figure. Le spectre représenté en pointillés (13h42) a été acquis en présence de nuages, ce qui explique sa faible intensité malgré la position zénithale du soleil à cet horaire.

1.6. Description des différentes modalités de vieillissement

Les différentes modalités expérimentales sont résumées dans le tableau 4.1.

Conditions expérimentales	Type enrobé	Description modalité (identifiant)	Irradi-ances	Durée essai	Type air injecté	Volume air injecté	Dimensions enrobé bitumineux		
			µW.m^{-2}	heures	-	mL	L	l	h
Conditions contrôlées	EN	Noir (EN-0)	0	8,30	A	540	9,0	8,1	7,0
		Irradiance faible (EN-9a)	9	12,67 (7)	A	570	8,7	8,5	7,0
		Irradiance faible (EN-9b)	9	7,95	M	510	9,1	8,3	7,0
		Irradiance moyenne (EN-27)	27	13,10 (8)	A	570	8,7	8,6	6,9
		Irradiance élevée (EN-56)	56	12,55 (5,85)	A	540	9,0	8,1	6,9
	EU	Noir (EU-0)	0	7,77	M	510	8,1	7,5	8,0
		Irradiance faible (EU-9)	9	7,95	M	510	8,0	6,5	8,6
		Irradiance élevée (EU-56)	56	9,50	M	540	8,3	6,5	7,5
Conditions semi-réelles	EN	Dehors (EN-D)	-	17,50	M	540	8,7	8,1	7,0
	EU	Dehors (EU-D)	-	17,50	M	540	8,1	7,5	8,0

Tableau 4.1. Modalités expérimentales de vieillissement.

Dans la colonne « Durée essai », les valeurs indiquées entre parenthèses sont le nombre d'heures pendant lesquelles les lampes ont été éteintes. EN : enrobé neuf ; EU, enrobé usagé ; A : atmosphère ambiante ; M : atmosphère modèle ; L : longueur ; l : largeur ; h : hauteur.

1.6.1. Essais en conditions contrôlées

Les essais en conditions contrôlées ont été menés selon 4 modalités d'irradiance (0, 9, 27 et 56 µW.cm^{-2}) pour l'enrobé neuf (EN) et 3 (0, 9 et 56 µW.cm^{-2}) pour l'enrobé usagé (EU). Les durées d'essai varient entre 7 h 57 min (EN-9b et EU-9) et 13 h 6 min (EN-27). Des mesures après extinction des lampes UV-A ont été réalisés pour EN-9a, EN-27 et EN-57 (les durées d'extinction sont indiquées entre parenthèses dans le tableau 4.1). Les modalités EN-0 et EU-0 correspondent à une obscurité totale : les sacs contenant les enrobés ont été enveloppés dans des papiers aluminium afin qu'aucune lumière n'atteigne la surface de l'enrobé bitumineux, la présence d'un film occultant sur les parois de la chambre de contrôle permettant d'empêcher le passage du rayonnement visible.

Les essais expérimentaux n'ont pas fait l'objet de répétitions, excepté pour l'enrobé neuf à 9 µW.cm^{-2} (EN-9a et EN-9b).

L'atmosphère ambiant (A) a été prélevé directement dehors ou dans une pièce à proximité immédiate d'une fenêtre ouverte. L'atmosphère modèle (M) provient d'un gaz en bouteille de composition 80 % N_2 et 20 % O_2 et donc dépourvu de CO_2, à la différence de l'atmosphère ambiante. Les volumes d'air injectés variaient entre 510 et 570 mL.

Les dimensions des cubes d'enrobé bitumineux diffèrent sensiblement entre EN (plus longs et larges) et EU (plus épais).

Un témoin (sac vide exposé à un rayonnement de 56 µW.cm^{-2}) a été réalisé afin de s'assurer du caractère inerte du Tedlar.

Au cours des essais en conditions contrôlées, les températures ont varié entre 21 et 26 °C, les essais à 56 µW.cm^{-2} présentant des températures moyennes légèrement plus élevées (23,9±0,7 °C) que les essais à irradiances plus faibles ou nulles (22,5±0,6 °C). Ces très faibles variations de température s'expliquent par le dégagement de chaleur des lampes et par la localisation des essais dans une salle climatisée à 22 °C.

1.6.2. Essais en conditions semi-contrôlées

Afin de pouvoir comparer les valeurs de production de gaz à effet de serre obtenues en conditions contrôlées, un essai en conditions climatiques réelles a été mené *in situ* sur l'enrobé neuf (EN) et l'enrobé usagé (EU), ainsi que sur un sac témoin vide.

La logique expérimentale étant la même qu'en conditions contrôlées, la mise en place s'est donc déroulée selon le protocole décrit dans les sections 1.3.1 et 1.3.2. Seulement, les essais de vieillissement ont été menés *in situ*, un jour d'été (17 juillet 2024) par temps ensoleillé. Pour ce faire, les échantillons d'enrobé bitumineux enfermés dans les sacs d'échantillonnage ont été positionnés peu avant le lever du jour sur un toit plat (Figure 4.8) afin d'éviter toute présence d'ombre. 36 mesures de concentration ont été réalisées toutes les 30 min, de 06h09 à 23h52. En parallèle et selon la même fréquence, la température à proximité immédiate de l'échantillon a été mesurée avec un enregistreur numérique (KIMO, Kistock KH 110 AO), de même que l'irradiance (spectromètre *Ocean Insight*).

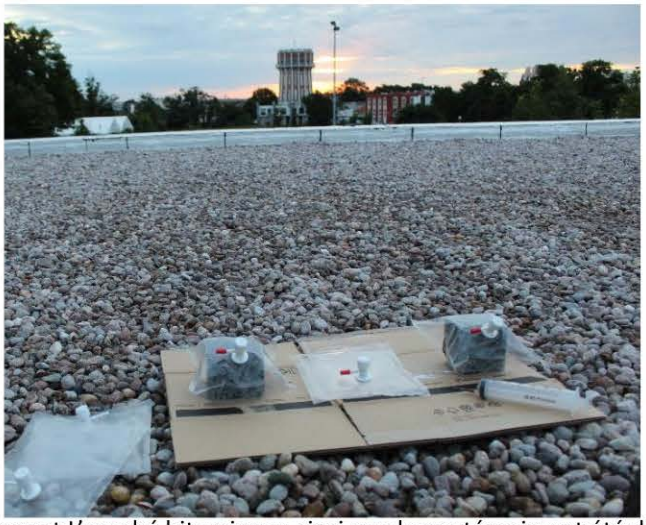


Figure 4.8. Les sacs contenant L'enrobé bitumineux ainsi que le sac témoin ont été disposés sur un toit plat à Vandœuvre-lès-Nancy (Meurthe-et-Moselle).
La photographie a été prise à 06h14.

2. *Les émissions de CO_2 de morceaux d'enrobés bitumineux*

2.1. Les émissions en conditions contrôlées

2.1.1. Enrobé neuf (EN)

Les analyses des gaz des sacs contenant EN n'ont pas permis d'identifier la présence de CH_4, seul du CO_2 ayant été détecté. Pour les différentes modalités d'EN, l'évolution des masses de CO_2 et d'O_2 dans l'atmosphère des sacs sont représentées dans la figure 4.9. Les valeurs de productions de ces gaz par heure et par mètre carré sont présentées dans le tableau 4.2.

Le sac témoin[11] (sac d'échantillonnage vide exposé à 56 $\mu W.cm^{-2}$) affiche les teneurs en CO_2 les plus faibles et les plus irrégulières au cours du temps parmi toutes les modalités. Pour les autres modalités, la concentration en CO_2 augmente en fonction du temps et des irradiances auxquelles l'enrobé bitumineux est exposé et ce de manière linéaire. Ainsi, la modalité en absence de lumière (EN-0) génère les émissions de CO_2 les plus faibles, suivie par les deux essais à 9 $\mu W.cm^{-2}$, puis par EN-27 (27 $\mu W.cm^{-2}$) et enfin EN-56 (56 $\mu W.cm^{-2}$), où les productions de dioxyde de carbone sont les plus élevées au terme de l'essai. Les rythmes très similaires de production de CO_2 pour les modalités à 9 $\mu W.cm^{-2}$ indiquent une bonne reproductibilité des résultats pour cette modalité. Il faut également souligner le ralentissement du rythme de production de CO_2 à partir du moment où les lampes UV-A sont éteintes et ce dans les trois essais où le test a été réalisé. Ce ralentissement est le plus marqué dans EN-27, qui avant l'extinction des lampes affichait des rythmes de production très similaires à la modalité EN-56.

Dans tous les essais, des pertes d'O_2 sont enregistrées au cours du temps, dans des masses bien supérieures aux augmentations de CO_2. Le témoin enregistre également une perte globale d'O_2 au cours du temps, mais dans des proportions moindres par rapport aux modalités contenant l'enrobé

[11] Afin que les valeurs obtenues pour le témoin puissent être comparées à celles des sacs contenant les enrobés bitumineux, elles ont été rapportées à la moyenne de la surface de la face supérieure des 5 morceaux, soit 75,02 cm^2.

bitumineux et selon un rythme irrégulier, ponctué de brusques variations de concentrations à la hausse. Ce caractère irrégulier de la diminution des masses d'O_2 est également observé dans les échantillons contenant des morceaux d'enrobé bitumineux, où se succèdent des périodes de baisse et d'augmentation des concentrations en O_2. Le profil global des courbes de diminution n'est pas linéaire, les rythmes de diminution étant plus marqués dans les trois premières heures d'expérimentation et ralentissant sensiblement par la suite. Il faut noter que les modalités affichant les diminutions d'O_2 les plus marquées ne sont pas systématiquement celles qui affichent les productions de CO_2 les plus élevées : EN-56 enregistre les plus fortes baisses, suivi par EN-9a. Les trois autres modalités avec EN-0, EN-9b, EN-27 affichent des baisses de quantités d'O_2 similaires, même si EN-27 enregistre une stabilisation de ses concentrations après l'extinction des lampes UV-A. Les trois modalités où les lampes ont été éteintes affichent une stabilisation des concentrations en O_2 consécutivement à l'extinction, cependant moins marquée pour EN-56, pour lequel le rythme de production de CO_2 était également moins ralenti que les deux autres modalités.

Enfin, les masses d'O_2 perdues au bout de 7 h sont toutes largement supérieures aux masses d'O_2 contenues dans le dioxyde de carbone formé (Tableau 4.2). En effet, les masses d'O_2 présentes dans le CO_2 représentent entre 2,4 % (EN-0) et 5,9 % (EN-27) des masses totales d'O_2 perdues au bout de 7 h d'essai. Ces quantités d'O_2 contenues dans le CO_2 augmentent avec l'intensité de l'irradiance, sauf pour EN-56 dont la quantité d'O_2 est légèrement inférieure à celle de EN-27.

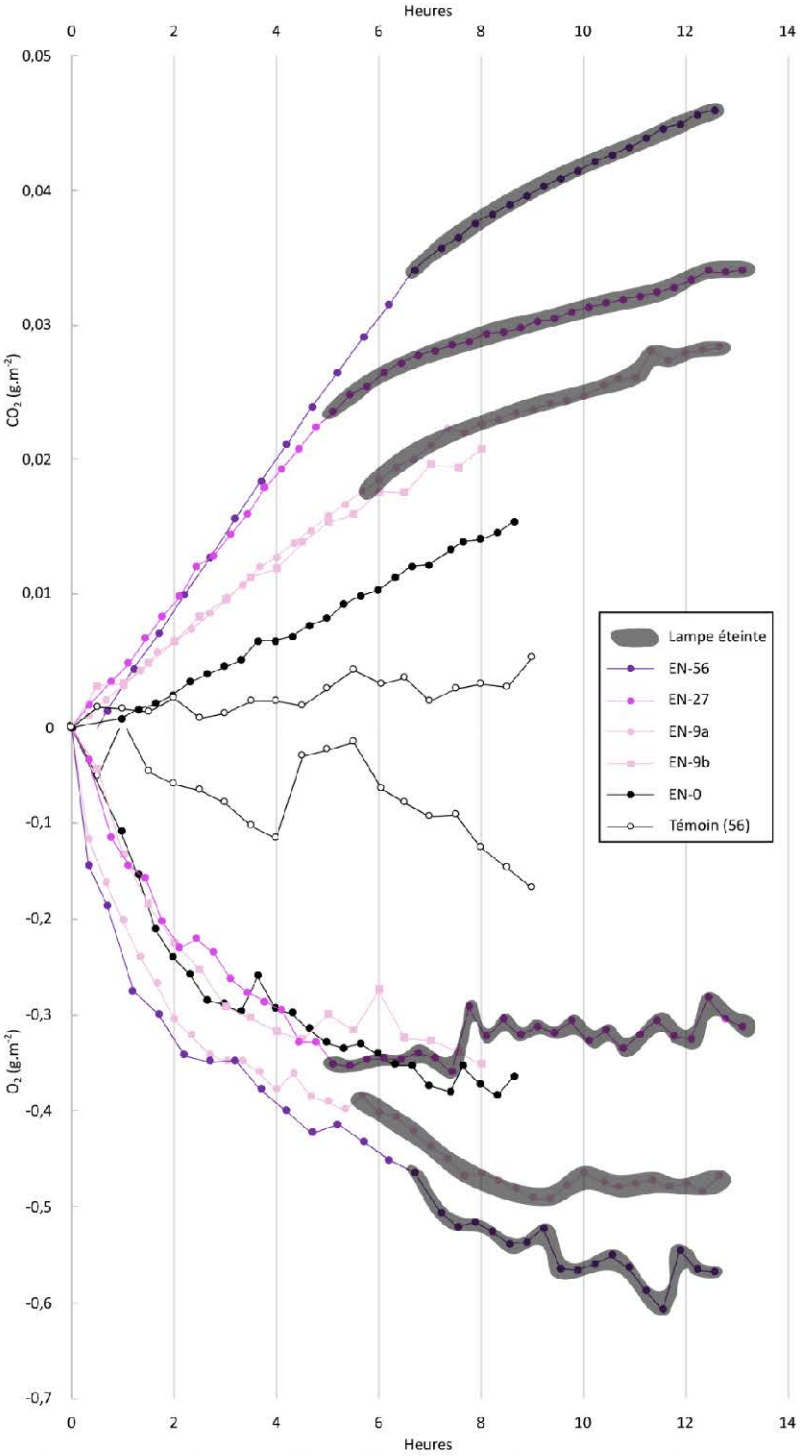


Figure 4.9. Evolution des concentrations de CO_2 et d'O_2 au cours du temps, dans les sacs contenant EN et pour différentes modalités d'irradiance.

EN-56, EN-27, EN-9a, EN-9b : enrobés neuf irradiés respectivement à 56, 27, 9 et 9 µW.cm^{-2} ; EN-0 : enrobé neuf maintenu dans le noir. Pour toutes les modalités n=1, sauf pour EN-9 où n=2 (EN-9a et EN-9b).

2.1.2. Enrobé usagé (EU)

Tout comme dans le cas des sacs contenant EN, les analyses des gaz des sacs contenant EU n'ont pas permis de mettre en évidence la production de CH_4 et de CO. L'évolution, pour les différentes modalités, des masses de CO_2 et d'O_2 dans l'atmosphère des sacs contenant EU sont représentées dans la figure 4.10. Les valeurs de productions de ces gaz par heure et par mètre carré sont indiquées dans le tableau 4.2. Les valeurs du témoin proviennent du même essai que la figure 4.8, mais ont cette fois été rapportées à la moyenne des surfaces des faces supérieures des 3 morceaux d'enrobé usagé, soit 55,57 cm^2.

EU-56 émet les plus fortes quantités de CO_2, tandis que EU-9 et EU-0 émettent quasiment les mêmes quantités, largement inférieures à EU-56. Le rythme de production du CO_2 pour l'enrobé usagé n'apparaît pas aussi linéaire que pour EN : le rythme est plus rapide pendant les premières heures de vieillissement et ralentit au fur et à mesure que les heures passent.

Les concentrations en O_2 suivent un schéma différent : les quantités perdues sont beaucoup moins importantes pour EU-56, et plus élevées pour EU-9 et EU-0, qui enregistre les pertes les plus fortes. Après environ 3 heures de vieillissement aux UV-A, les concentrations en O_2 se stabilisent dans toutes les modalités, avec des oscillations importantes pour EU-56. Les masses d'O_2 perdues au bout de 7 h sont là encore toutes largement supérieures aux masses d'O_2 contenues dans le dioxyde de carbone (Tableau 4.2). En revanche dans EU-56 la part d'O_2 contenue dans le CO_2 est élevée : elle représente 32,4 % de l'O_2 total perdu.

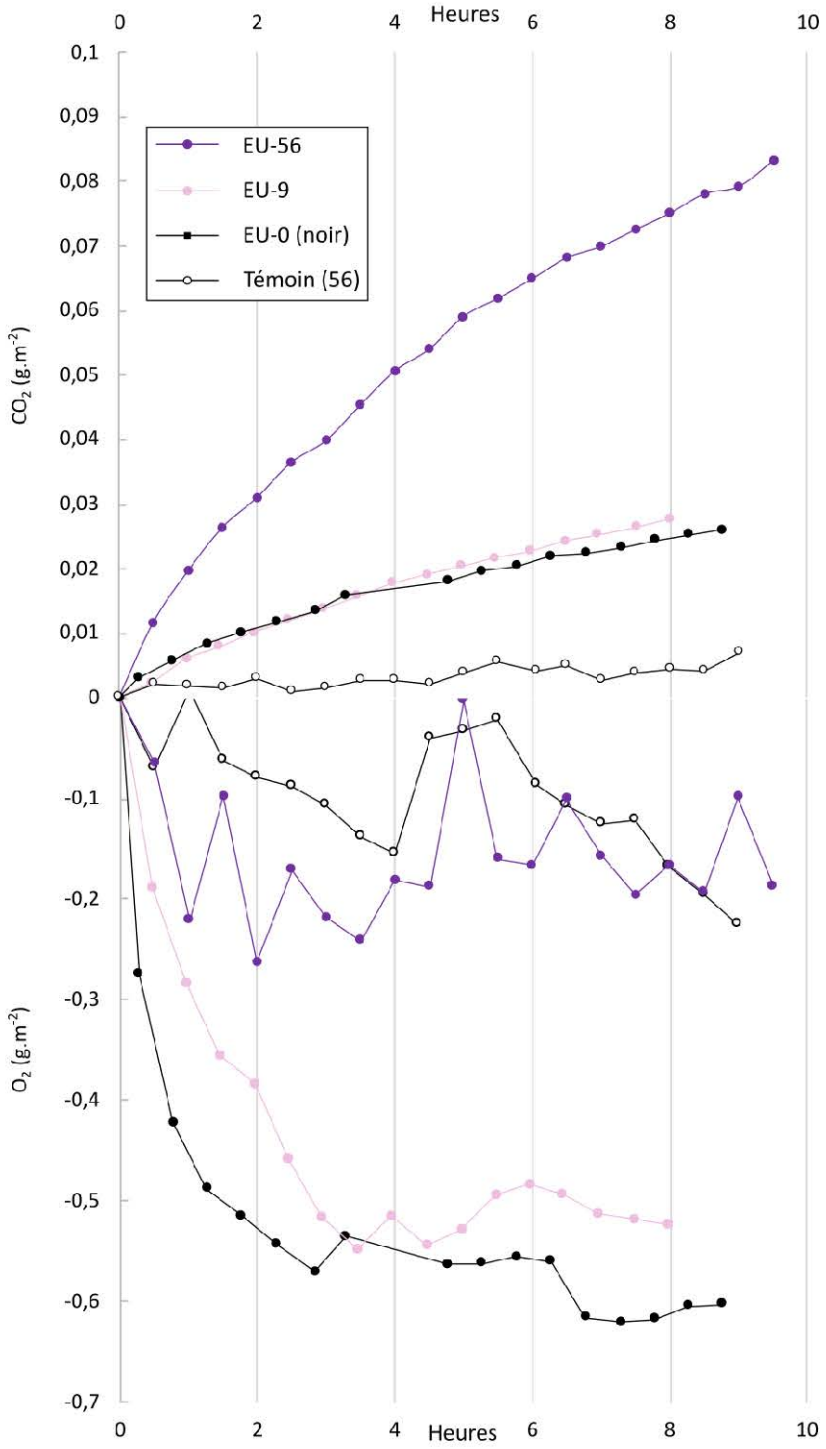


Figure 4.10. Evolution des concentrations de CO_2 et d'O_2 au cours du temps, dans les sacs contenant EU et pour différentes modalités d'irradiance.

EU-56, EU-9 : enrobés usagés irradiés respectivement à 56 et 9 µW.cm^{-2} ; EN-0 : enrobé usagé maintenu dans le noir. Pour toutes les modalités n=1.

2.1.3. Comparaison des valeurs de CO_2 et d'O_2 entre EN et EU

Pour toutes les modalités, les valeurs de production de CO_2 et de diminution d'O_2 au bout de 7 h de vieillissement ont été utilisées pour calculer le rythme de production, exprimé en milligramme par mètre carré par heure ($mg.m^{-2}.h^{-1}$). Les résultats de ces calculs sont disponibles dans le tableau 4.2, et représentées dans la figure 4.11. Pour les essais EN-9a, EN-27 et EN-56, les cumuls de CO_2 et O_2 à +7 h incluent des périodes « noires » (c'est-à-dire avec les lampes UV-A éteintes) de respectivement 1h20, 1h54 et 18 min, à la différence des autres essais pour lesquels les 7 h n'incluent aucune période sans lumière UV-A ou naturelle. En outre, la contribution du CO_2 produit à la quantité totale d'O_2 perdue a été calculée (colonne 7), de même que la part restante d'O_2 non présente dans le CO_2 (colonne 8).

La première observation qui peut être faite est que l'augmentation de la production de dioxyde de carbone avec l'irradiance s'observe aussi bien pour EN que pour EU. Les productions de CO_2 sont en revanche plus élevées avec l'enrobé usagé qu'avec l'enrobé neuf et ce dans les 3 modalités testées. Les EU dans le noir et à 56 $\mu W.cm^{-2}$ émettent ainsi deux fois plus de dioxyde de carbone que les mêmes modalités pour EN.

Modalité	Surface	Cumul CO_2 (t+7h)	CO_2	Cumul O_2 (t+7h)	O_2	Part de l'O_2 total présent dans le CO_2 (t+7h)	Part d'O_2 restant (t+7h)
	cm^2	$mg.m^{-2}$	$mg.m^{-2}.h^{-1}$	$mg.m^{-2}$	$mg.m^{-2}.h^{-1}$	%	%
EN-0	72,9	12,2	1,7	-374,1	-53,4	2,4	97,6
EN-9a	74,0	20,9	3,0	-437,4	-62,5	3,5	96,5
EN-9b	75,5	19,5	2,8	-328,3	-46,9	4,3	95,7
EN-27	74,8	28,0	4,0	-343,5	-49,1	5,9	94,1
EN-56	72,9	35,0	5,0	-489,0	-69,9	5,2	94,8
EU-0	60,8	22,9	3,3	-617,8	-88,3	2,7	97,3
EU-9	52,0	25,4	3,6	-513,2	-73,3	3,6	96,4
EU-56	54,0	69,9	10,0	-156,9	-22,4	32,4	67,6
EN-D	70,5	194,4	27,8	-1669,6	-238,5	8,5	91,5
EU-D	60,8	142,9	20,4	-1437,0	-205,3	7,2	92,8

Tableau 4.2. Evolution des masses de CO_2 et d'O_2 dans les essais en conditions contrôlées et semi-réelles. *EN-0 : enrobé neuf maintenu dans le noir ; EN-9a, EN-9b, EN-27, EN-56 : enrobés neuf irradiés respectivement à 9, 9, 27 et 56 $\mu W.cm^{-2}$; EU-0 : enrobé usagé maintenu dans le noir ; EU-9, EU-56 : enrobés usagés irradiés respectivement à 9 et 56 $\mu W.cm^{-2}$. EN-D, EU-D : enrobés neuf et usagé exposés* in situ *(conditions semi-réelles). Pour toutes les modalités n=1, sauf EN-9a et EN-9b*

En revanche les pertes en dioxygène ne suivent pas une logique comparable aux productions de CO_2. La figure 4.11 montre qu'il n'y a pas de corrélation négative entre production de CO_2 et diminution de l'O_2. Par ailleurs, les diminutions en O_2 pour EU sont supérieures à celles mesurées pour EN, excepté pour EU-56 qui affiche de loin la diminution la plus faible de toutes les modalités en conditions contrôlées.

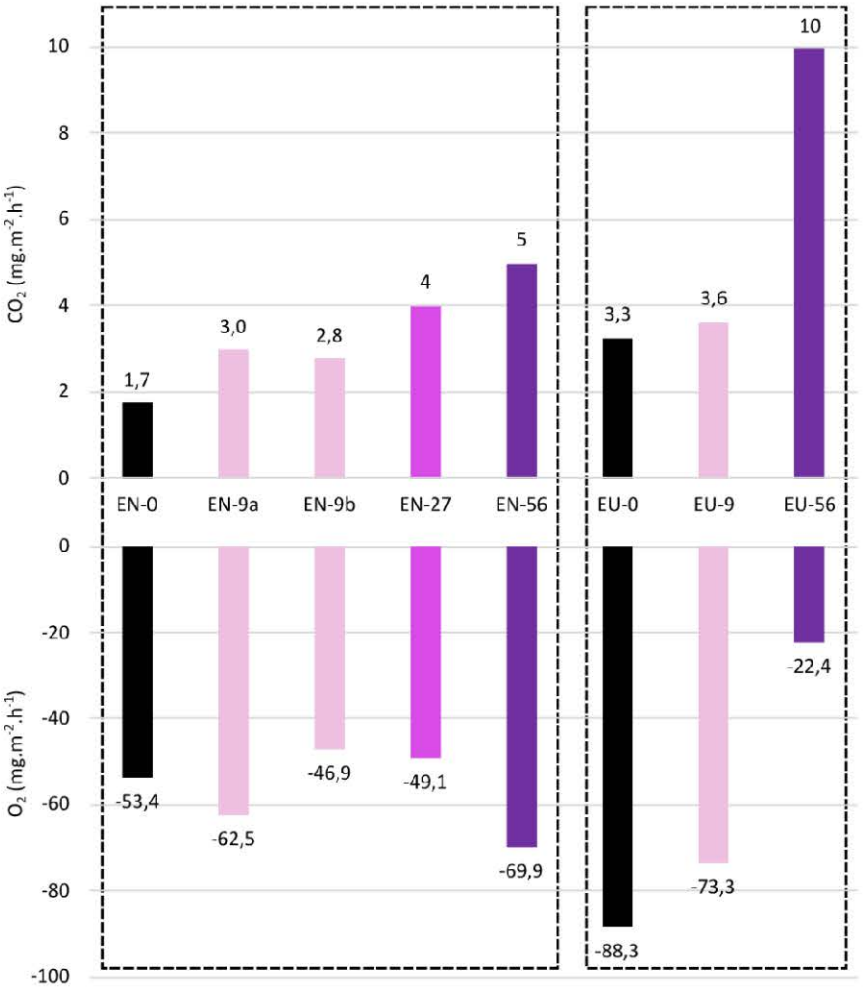


Figure 4.11. Histogramme des évolutions des masses de CO_2 et d'O_2 dans les essais en conditions contrôlées. *EN-0 : enrobé neuf maintenu dans le noir ; EN-9a, EN-9b, EN-27, EN-56 : enrobés neuf irradiés respectivement à 9, 9, 27 et 56 µW.cm^{-2} ; EU-0 : enrobé usagé maintenu dans le noir ; EU-9, EU-56 : enrobés usagés irradiés respectivement à 9 et 56 µW.cm^{-2}. Pour toutes les modalités n=1, sauf pour EN-9 où n=2 (EN-9a et EN-9b).*

2.2. Les émissions de gaz en conditions semi-réelles (EN et EU)

Les analyses effectuées tout au long de l'essai *in situ* ont permis de détecter (seulement pour EN) du CH_4 (en bleu clair sur la figure) en plus du CO_2, à la différence des essais en conditions contrôlées où seul ce dernier gaz à effet de serre avait été observé. Les résultats de cet essai sont représentés dans la figure 4.12, ainsi que les irradiances intégrées sur la bande UV-A et UV-B (290-400 nm) et la température (°C).

La température et l'irradiance évoluent de manière corrélée et décrivent une courbe d'allure gaussienne centrée autour de 14h00, correspondant à la position zénithale du soleil à cette saison. Les températures minimales et maximales de surface, enregistrées au cours de l'essai sont de 15,7 °C (23h39) et 57,4 °C (16h10). Le cumul des irradiances sur la bande 290-400 nm est compris entre 0 (22h15 et mesures suivantes) et 57,85 W.m^{-2} (13h11). Les spectres solaires représentés sur la figure 4.7 (partie 1.5) ont été acquis durant cette journée de mesure, et montrent que les enrobés bitumineux ont été exposés à des rayonnements UV-B, plus énergétiques que le rayonnement UV-A, ainsi qu'à des irradiances à 368 nm dépassant parfois les 80 µW.cm^{-2}.

L'irradiance et dans une moindre mesure la température, ont montré au cours de la journée des variations à la baisse et à la hausse, en raison de la présence de nuages, qui empêchent notamment le passage du rayonnement UV.

Au bout des 17h30 d'expérimentation, les masses de CH_4 mesurées dans le sac contenant EN étaient de 0,029 mg, avec un maximum atteint à 21h15 (0,031 mg), seuil après lequel les concentrations se stabilisent voire diminuent légèrement, comme c'est également le cas pour le CO_2 des deux enrobés. Le CH_4 a seulement été détecté à partir de 15h39 (0,021 mg), probablement parce qu'il était présent auparavant dans des concentrations inférieures à la limite de détection du chromatographe.

Pour EN comme pour EU, du CO_2 a été produit à un rythme lent entre 06h00 et 08h00, puis plus rapide et régulier (aspect linéaire des deux courbes) entre 08h00 et 16h00. La production à un tel rythme cesse à 16h19 pour les deux enrobés bitumineux, horaire à partir duquel la concentration en CO_2 diminue lentement et régulièrement pour EU et augmente lentement et de manière plus irrégulière pour EN, où le pic de concentration est atteint à 20h39. La quantité de dioxyde de carbone accumulée à la fin de l'expérimentation est de 0,38 $g.m^{-2}$ pour EN et 0,22 $g.m^{-2}$ pour EU, tandis que les masses maximales atteintes sont de 0,39 $g.m^{-2}$ pour EN (20h39) et 0,25 $g.m^{-2}$ (16h19) pour EU.

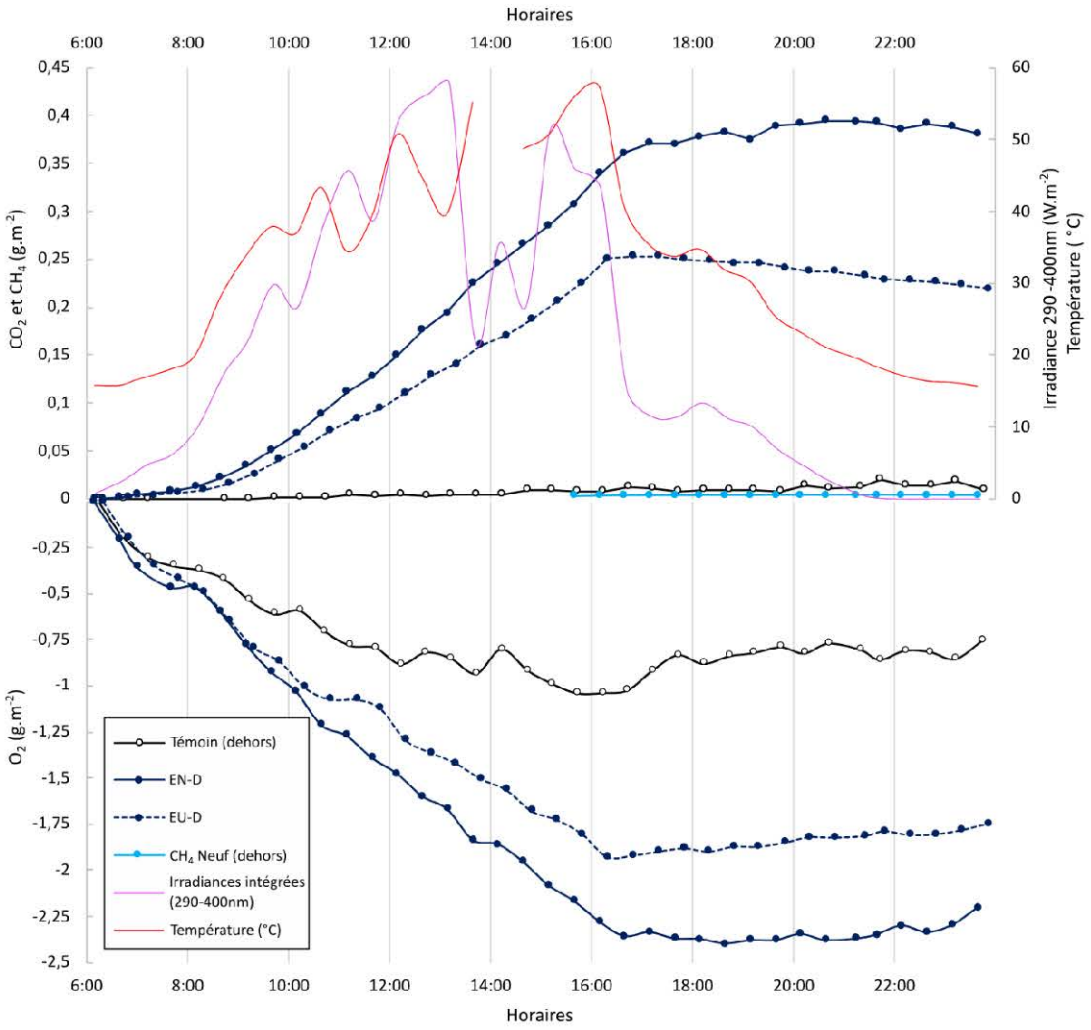


Figure 4.12. Évolution des concentrations en CO_2 et O_2 ($g.m^{-2}$) et des températures et irradiances intégrées entre 6h09 (première mesure) et 23h52 (dernière mesure) pour l'essai en conditions semi-contrôlées (17 juillet 2024).

L'axe vertical de droite vaut à la fois pour l'irradiance, représentée en rose ($W.m^{-2}$) et la température, représentée en orange (°C). EN-D : enrobé neuf laissé dehors ; EU-D : enrobé usagé laissé dehors. N=1.

Les concentrations en O_2 dans les sacs sont quasiment en miroir des évolutions de CO_2. L'O_2 diminue fortement dès la première heure d'expérimentation pour les deux enrobés, à un rythme quasiment régulier. Cette diminution cesse aux mêmes moments que cesse l'augmentation de CO_2 pour les deux enrobés (16h19), et laisse place à une augmentation de la concentration en O_2, à un rythme plus lent. La quantité de dioxygène perdue à la fin de l'expérimentation est de 2,2 $g.m^{-2}$ pour EN et 1,74 $g.m^{-2}$ pour EU, tandis que les masses maximales perdues sont 2,4 $g.m^{-2}$ pour EN (18h39) et 1,93 $g.m^{-2}$ (16h19) pour EU. Les masses d'O_2 perdues au bout de 7 h sont là encore toutes largement supérieures aux masses d'O_2 contenues dans le dioxyde de carbone (Tableau 4.2). Ces masses d'O_2 contenues dans le CO_2 représentent entre 8,5 % (EN-D) et 7,2 % (EU-D) des masses totales d'O_2 perdues au bout de 7 h d'essai.

Pour le sac témoin[12], c'est-à-dire ne contenant pas d'enrobé bitumineux, les dynamiques sont différentes. La concentration en CO_2 augmente sensiblement tout au long de l'essai, jusqu'à atteindre 0,02 $g.m^{-2}$ au maximum (21h44), tandis que celle en O_2 diminue de manière identique aux sacs contenant l'enrobé bitumineux pendant la première heure et demie d'essai, puis beaucoup plus lentement et irrégulièrement par la suite. A partir de 16h15, la concentration en O_2 réaugmente puis se stabilise autour de -0,8 $g.m^{-2}$. Les horaires auxquels les dynamiques d'O_2 et de CO_2 sont modifiées sont les mêmes dans le sac témoin et dans les sacs contenant l'enrobé bitumineux.

Ces seuils horaires correspondent aux chutes de l'irradiance et de la température, qui passent respectivement de 43,16 $W.m^{-2}$ et 57,4 °C à 16h10 à 15,16 $W.m^{-2}$ et 40,9 °C à 16h40, baisse qui se poursuit par la suite. Les concentrations en CO_2 et O_2 dans les sacs semblent donc répondre très rapidement aux conditions microclimatiques : à l'instant où l'irradiance (290-400 nm) et la température commencent à diminuer, la production de CO_2 ralentit (EN) voire cesse (EU), et la diminution d'O_2 s'interrompt.

2.3. Comparaison des résultats en conditions contrôlées et en conditions semi-réelles

Les spectres solaires représentés sur la figure 4.7 (section 1.5) montrent que les irradiances reçues par les enrobés bitumineux sont supérieures, sur une partie de la journée, aux irradiances maximales auxquelles ont été exposés les enrobés bitumineux en conditions contrôlées.

Les concentrations en gaz montrent globalement la même tendance en conditions contrôlées et *in situ* : à une augmentation de CO_2 correspond une diminution d'O_2. En revanche, dans la modalité en conditions *in situ*, les productions de CO_2 et les diminutions d'O_2 sont beaucoup plus intenses qu'en conditions contrôlées. Après 7 h de mesure, les émissions de CO_2 d'EN-D sont 5,5 fois plus élevées qu'EN-56 et celles de EU-D, 2 fois plus élevées que EU-56 ; celles d'O_2 sont respectivement plus de 3 fois (EN-56 et EN-D) et 9 fois plus élevées (EU-56 et EU-D).

En revanche, l'enrobé usagé émet moins de CO_2 que l'enrobé neuf *in situ*, alors que l'inverse est observé en conditions contrôlées. Les écarts observés entre EN et EU pour le CO_2 et l'O_2 *in situ* sont moins élevés

[12] Pour que les valeurs obtenues dans le témoin puissent être comparées à celles des sacs contenant les enrobés bitumineux, elles ont été rapportées à la moyenne de la surface de la face supérieure des enrobés de EN-D et EU-D, soit 65,61 cm^2.

qu'en conditions contrôlées. Pour l'O_2, la diminution en conditions contrôlées est aussi plus marquée pour EU que pour EN, alors que c'est l'inverse *in situ*.

2.4. Discussion intermédiaire

Les faibles émissions de CO_2 dans les sacs témoins accréditent le fait que le matériau Tedlar semble inerte. En revanche, les diminutions des quantités d'O_2 au cours du temps dans les sacs vides montrent que des échanges se produisent également dans ces modalités. Ces pertes en O_2 pourraient être dues à des fuites occasionnées lors de l'échantillonnage (par exemple à cause d'un septum non complètement étanche), à la perméabilité du matériau Tedlar (voir section 1.4.1 pour les valeurs de perméabilité) ou à une fixation des molécules d'O_2 directement sur les parois internes du sac. Dans tous les cas, ces variations dans les sacs témoins montrent que les pertes observées en O_2 dans les sacs contenant du bitume ne peuvent pas entièrement être imputées à sa consommation par l'oxydation du bitume.

Les résultats montrent que la présence d'enrobé bitumineux dans un volume clos occasionne systématiquement une augmentation de la quantité de CO_2 et une diminution de la quantité d'O_2. Cette observation vaut même en absence d'UV-A (EN-0 et EU-0), ce qui peut être expliqué de deux manières. Soit de l'oxydation se produit en absence totale de lumière et au simple contact de l'air ambiant, possibilité que l'on retrouve mentionnée dans la littérature scientifique (Traxler, 1963) (Tableau 1.8, Chapitre 1). L'autre possibilité pour expliquer la production de CO_2 en absence de lumière est l'action d'autres mécanismes, comme un « dégazage » de CO_2 depuis la porosité de l'enrobé.

Pour autant, mis à part dans EN-0 et EU-0, les émissions de CO_2 observées dans les sacs semblent bien dues à une oxydation de l'enrobé bitumineux sous l'effet du rayonnement UV-A. Les pertes d'O_2 dans les sacs, en conditions contrôlées comme *in situ*, sont un premier indice de cette oxydation : les pertes d'O_2 sont les plus élevées dans les modalités où le plus de CO_2 est émis, ce qui indique une interdépendance des deux dynamiques. De plus, le fait que la part d'O_2 contenue dans le CO_2 augmente avec l'intensité du rayonnement (en incluant aussi les modalités *in situ*) est une autre indication d'un mécanisme oxydatif à l'œuvre sous l'effet de l'UV-A. On pourrait donc affirmer qu'une part au moins de l'O_2 perdu est de l'O_2 consommé, qui forme du CO_2.

En outre, les émissions de CO_2 réagissent rapidement à la variation des facteurs de vieillissement, que ce soit l'UV ou la température (modalités *in situ*), ce qui montre bien qu'un mécanisme d'oxydation est à l'œuvre et pas seulement un mécanisme de dégazage passif. Ainsi en conditions contrôlées, lorsque les lampes UV-A sont coupées (EN-9a, EN-27, EN-56), le rythme de production de CO_2 ralentit et celui de diminution de l'O_2 également ; il en va de même *in situ*, où la concentration de CO_2 augmente régulièrement lorsque les valeurs d'irradiance et de température sont élevées, et se stabilise voire commence à décroître lorsque ces mêmes paramètres chutent (les dynamiques de l'O_2 sont inversées mais réagissent de la même manière). Pour EN-56, le fait que les émissions de CO_2 et la consommation d'O_2 continuent à un rythme soutenu malgré l'extinction des lampes UV-A, pourrait être dû au caractère « auto-entretenu » de la réaction d'oxydation, par la formation de radicaux libres, phénomène qui caractérise le vieillissement du bitume, comme expliqué dans l'état de l'art (section 4.4.3.1). Une fois enclenché grâce à l'apport important d'énergie en provenance des UV, ce phénomène peut se poursuivre même si la source d'énergie ayant déclenché ce mécanisme (lampes UV-A) est interrompue.

Dans nos essais, la consommation d'O_2 par le bitume peut se faire de deux manières (Polo-Mendoza et al., 2022) : par fragmentation puis oxydation complète des molécules constitutives du bitume en CO_2, ou bien par addition d'O_2 sur les atomes de carbone et de soufre pour former des liaisons C=O et S=O. Il est probable que cet enrichissement du bitume en atomes d'oxygènes consomme davantage d'O_2 que l'oxydation complète en CO_2. Ainsi, s'il semble bien qu'une oxydation du bitume de l'enrobé se produise, on ne peut dire pour l'instant si elle a lieu seulement sur la surface directement exposée aux UV-A, ou bien si les autres faces ainsi que le volume d'enrobé bitumineux contribuent également aux émissions de CO_2 observées.

Les émissions de CH_4, enregistrées seulement dans EN-D, sont supérieures aux valeurs mesurées par Tyler et al. (1990) : ce dernier mesurait des valeurs maximales de 22,2 $\mu g.m^{-2}.h^{-1}$, pour un enrobé bitumineux neuf âgé de 26 jours, avec une température maximale de 45 °C et un rayonnement UV maximal de 24 $W.m^{-2}$ (irradiance intégrée sur la bande 290-385 nm). Dans notre cas, la production maximale est atteinte à 21h15 et correspond à une production de CH_4 de 293,8 $\mu g.m^{-2}.h^{-1}$. Il faut cependant souligner que le dispositif expérimental de Tyler et al. (1990) consistait en la pose d'un sac Teflon à la surface d'un enrobé bitumineux et n'incluait pas un volume dans son entièreté, comme c'est le cas pour notre dispositif expérimental.

Les importantes différences de production de CO_2 observées entre EN et EU (à la faveur de ce dernier) en conditions contrôlées, particulièrement à 56 $\mu W.cm^{-2}$, sont en contradiction avec les résultats obtenus *in situ*. On pourrait faire l'hypothèse qu'un bitume déjà partiellement oxydé possède beaucoup de liaisons C=O dans sa structure, et qu'il a donc moins besoin d'O_2, d'énergie et de temps pour former du CO_2. Mais on pourrait également s'attendre à ce qu'un enrobé bitumineux déjà vieilli (EU) soit davantage oxydé et donc moins susceptible de produire du dioxyde de carbone si de nouveaux sites d'oxydation ne sont pas créés (rafraîchissement de la surface du bitume par le passage des roues de véhicules par exemple). Tyler et al. (1990) optent pour cette hypothèse : pour eux ce sont surtout les enrobés bitumineux neufs qui sont les plus susceptibles d'émettre des gaz à effet de serre. En outre l'essai EU-56, qui est celui qui émet le plus en conditions contrôlées, est également celui qui consomme le moins d'O_2, ce qui le rend très différent des autres essais.

3. *Les émissions de CO_2 de l'horizon de scellement d'un Technosol ékranique*

3.1. Périmètre de l'estimation et traitements préalables

3.1.1. Champ couvert par l'estimation

Comme détaillé en introduction de ce chapitre et dans l'état de l'art (Chapitre 1), en conditions réelles le bitume constitutif de l'horizon de surface d'un Technosol ékranique est exposé à une multitude d'autres facteurs d'altération que l'UV-A. Les estimations qui seront faites dans la suite de ce développement ne prendront donc en compte que l'effet du rayonnement UV-A sur l'enrobé bitumineux et pas d'autres facteurs susceptibles d'amplifier l'oxydation et donc la production de gaz à effet de serre, tels que des températures élevées ou le passage de véhicules.

3.1.2. Choix des données utilisées

Dans l'essai *in situ*, malgré des tendances claires indiquant qu'un processus d'oxydation est en cours, les conditions non contrôlées rendent difficile d'attribuer tout le CO_2 observé au seul mécanisme photo-oxydatif. En effet l'impossibilité de maîtriser les variations de température et l'intensité du rayonnement solaire ne permet pas de savoir quels rôles ont joué les différents facteurs, et donc ne nous permet pas de déterminer avec certitude les causes de ces émissions de CO_2 très élevées par rapport aux conditions contrôlées. En effet, outre la température qui a atteint des valeurs supérieures à 55 °C, le rayonnement reçu par les enrobés bitumineux couvrait l'intégralité du spectre solaire : rayonnement UV-B et UV-A, ainsi que rayonnement visible. De plus, l'augmentation rapide des teneurs en CO_2 et la présence visible d'eau condensée sur les parois internes du sac ont également pu être à l'origine d'un micro-effet de serre. On ne sait alors pas exactement si les conditions qui ont eu cours dans les sacs pendant l'essai *in situ* sont représentatives des conditions réelles du terrain. Pour ces raisons, les données acquises en conditions semi-réelles (EN-D et EU-D) ne seront pas directement utilisées pour le calcul des émissions de gaz à effet de serre de l'horizon de scellement des Technosols ékraniques.

Les essais EN-0 et EU-0 révèlent que les enrobés bitumineux émettent des gaz à effet de serre même en absence totale de lumière. De telles émissions peuvent être un indice d'une possible oxydation dans le noir, mais aussi d'un potentiel dégazage en provenance de la porosité. Il n'est pas possible de savoir si l'un ou l'autre de ces phénomènes (ou les deux) est à l'œuvre. Notre ambition étant de quantifier seulement les émissions de gaz à effet de serre en provenance de la surface et seulement sous l'effet d'un rayonnement UV-A, le choix a été fait de soustraire systématiquement aux valeurs d'émissions de CO_2 obtenues aux trois irradiances (9, 27 et 56) les valeurs d'émissions obtenues pour le noir. Ce faisant, le risque de surévaluer la production de CO_2 causé par l'UV-A est diminué.

Les données acquises lors des essais menés sur l'enrobé usagé présentent des limites décrites dans la section 2.4. Elles ne seront donc pas retenues pour le calcul exposé ci-après. En revanche, les résultats obtenus à partir de l'expérimentation *in situ* montrant des émissions de CO_2 inférieures pour l'enrobé usagé par rapport à l'enrobé neuf, il est possible d'extrapoler les émissions d'un enrobé usagé en calculant un facteur (F) permettant de passer des émissions de l'un aux émissions de l'autre. Le calcul est le suivant :

$$F = Emissions_{EU\text{-}D}/Emissions_{EN\text{-}D} = \mathbf{0,73}$$

Avec :

- $Emissions_{EU\text{-}D}$: 20,4 $mg.m^{-2}.h^{-1}$
- $Emissions_{EN\text{-}D}$: 27,8 $mg.m^{-2}.h^{-1}$

Avec cette méthode, les émissions extrapolées pour l'enrobé usagé à 56 $\mu W.cm^{-2}$ (EEEU) peuvent être obtenues de la manière suivante :

$$EEEU = F*EN\text{-}56 = \mathbf{3,68\ mg.m^{-2}.h^{-1}}$$

3.2. Résultats

Les résultats de ces traitements (calcul d'un facteur F et d'émissions extrapolées EEEU) sont présentés dans le tableau 4.3. Les valeurs d'émissions auxquelles ils permettent d'aboutir pour EN et EU sont surlignées en gras. L'extrapolation pour l'enrobé usagé est faite directement sur les valeurs de l'enrobé neuf, auxquelles ont été soustraites les valeurs dans le noir (EN-0).

	Enrobé neuf (EN)		Enrobé usagé (EU)	
Irradiance UV-A (368 nm)	Emissions avant soustraction EN-0	Emissions après soustraction EN-0	Emissions extrapolées (EEEU)	Facteur d'extrapolation (F)
$\mu W.cm^{-2}$	$mgCO_2.m^{-2}.h^{-1}$		$mgCO_2.m^{-2}.h^{-1}$	-
9 (n=2)	2,892	**1,144**	**0,841**	0,735
27	3,996	**2,248**	**1,652**	0,735
56	5,003	**3,255**	**2,393**	0,735

Tableau 4.3. Emissions de CO_2 d'enrobés bitumineux neuf (EN) et usagé (EU).
Les émissions dans le noir sont soustraites (troisième colonne) et l'extrapolation est faite selon la méthode décrite ci-dessus (quatrième colonne).

Ces résultats indiquent que des **enrobés bitumineux neufs** émettent entre **1,14 et 3,26 $mgCO_2.m^{-2}.h^{-1}$**, tandis que des **enrobés bitumineux usagés** émettent entre **0,84 et 2,39 $mgCO_2.m^{-2}.h^{-1}$**. Ces grandeurs valent uniquement pour le jour. Elles excluent probablement un certain nombre de jours de l'année où l'irradiance UV-A est inférieure à 9 $\mu W.cm^{-2}$, notamment l'hiver en début et fin de journée, mais aussi en cas de forte couverture nuageuse.

L'élargissement de ces valeurs à des échelles de temps plus longues (mois, année) et des échelles spatiales plus étendues (France métropolitaine) est l'objet de la section 4.

L'examen de la littérature scientifique et de la littérature grise (Chapitre 1) avait révélé l'absence de données sur les émissions de gaz à effet de serre en provenance des sols scellés, à l'exception des mesures réalisées par Tyler et al. (1990). Ce dernier donne des valeurs pour le monoxyde de carbone (CO) et le méthane (CH_4), auxquelles il n'est pas possible de comparer les estimations faites ci-dessus.

4. Estimation des émissions de CO_2 des sols scellés à l'échelle nationale

4.1. Hypothèses sur la surface couverte par des matériaux bitumineux

Sur la base des estimations d'émissions de CO_2 à partir d'un Technosol ékranique et des estimations des surfaces couvertes par ces mêmes sols (voir chapitre 2), il est possible de calculer leurs émissions totales de CO_2 à l'échelle de la France. Le choix a été fait d'utiliser seulement l'estimation E+, à laquelle ont été retirées les contributions des DROM-COM disponibles (La Réunion, Guadeloupe, La Martinique et Mayotte). Ces territoires ont en effet une situation géographique très différente de celle de la métropole (en particulier proximité de l'équateur, ensoleillement abondant), susceptible de faire varier la durée et l'intensité de l'exposition au rayonnement UV-A. De telles conditions n'ayant pas été reproduites lors des essais de vieillissement, il n'est pas possible de leur appliquer les données

d'émissions disponibles. Sans les DROM-COM, les TE avec un revêtement de scellement bitumineux représentent une surface de 11 262 km² (France métropolitaine). Les essais de vieillissement au rayonnement UV-A ayant été réalisés sur des enrobés bitumineux neuf et usagé, il est possible de différencier les émissions selon l'âge des enrobés bitumineux.

Pour connaître les surfaces couvertes par les matériaux bitumineux neufs, on peut appliquer la même méthode que Tyler et al. (1990), c'est-à-dire se baser sur la masse d'enrobé bitumineux produite chaque année. D'après Routes de France (2024), 32 217 000 t d'enrobés bitumineux ont été produites en 2023. Si on fait l'hypothèse que l'intégralité de ces matériaux est utilisée pour des couches de roulement (entretien ou nouvelles chaussées), avec une densité moyenne de 2,35 et une épaisseur moyenne de 6,11 cm (voir hypothèses faites dans le Chapitre 2), alors ces masses produites chaque année correspondent à une surface de 226 km² d'enrobé bitumineux neuf. En soustrayant cette surface à l'estimation des surfaces de TE pour la France métropolitaine, on obtient la surface couverte par les matériaux bitumineux usagés : 11 036 km², soit 98 % des surfaces totales couvertes par les TE.

4.2. Hypothèses sur les facteurs de variation du rayonnement UV-A

Il y a de nombreux facteurs susceptibles de faire varier à la hausse ou à la baisse l'intensité de rayonnement UV-A que reçoit une surface. Parmi tous ces facteurs, dont la liste est dressée dans le chapitre 7 (section 1.2.3), le présent travail prendra en compte la nébulosité et la saisonnalité (grâce à l'indicateur de durée d'ensoleillement), ainsi que l'ombre produite par des éléments paysagers situés à proximité des sols scellés.

4.2.1. Prise en compte de la nébulosité et de la saisonnalité

La nébulosité désigne la couverture nuageuse. La présence de nuages dans le ciel a pour conséquence une atténuation du rayonnement UV atteignant le sol. Cet effet est visible sur la figure 4.7 (section 1.5 du présent chapitre), où l'on voit que le spectre de 13h42, mesuré en présence de nuages, affiche des valeurs d'irradiance très éloignées de celles mesurées à 13h11, horaire pour lequel il n'y avait pas de nuages. L'irradiance UV en présence de nuages peut ainsi être diminuée de 30 à 70 % par rapport à une situation de ciel clair (Calbó et al., 2005), cette proportion variant notamment selon le nombre de couches de nuages, la quantité de nuages, leur épaisseur et leur type. Des cas d'augmentation du rayonnement UV grâce à la présence de nuages ont également été documentés (Tiba & Silva Leal, 2017). La durée, la fréquence et l'intensité de ces phénomènes semblant insuffisamment caractérisées dans la littérature scientifique (Calbó et al., 2005), elles ne seront ici pas prises en compte.

La durée d'insolation (ou durée d'ensoleillement) est la durée pendant laquelle le rayonnement solaire atteignant une surface est d'une intensité suffisante (fixée à 120 $W.m^{-2}$) pour produire des ombres distinctes. Ce paramètre est directement corrélé à la nébulosité (Matuszko, 2012) et se mesure en unités de temps. L'organisme Météo France fournit ces données en libre accès pour un grand nombre de ses stations météorologiques, dans des « fiches climatologiques » directement disponibles sur son site internet. La consultation de ces documents a permis de collecter les moyennes de durée d'insolation mensuelle pour 89 des 96 départements de France métropolitaine (Tableau 4.4). Les données sont collectées sur une durée de 30 années, couvrant les périodes 1991-2020 pour 87 départements, 1981-2010 pour un département et 1971-2000 pour un autre département. Les départements de petite taille ne sont pas inclus dans le jeu de données afin de ne pas donner un poids

prépondérant à leur durée d'insolation. Cette précaution concerne le Territoire de Belfort ainsi que les 3 départements de la petite couronne de Paris, pour lesquels seule la station de Paris-Montsouris a été incluse. Ces durées d'insolation ont été regroupées en durées moyenne par saison météorologique, permettant de tenir également compte de la saisonnalité (Tableau 4.4). En effet, la France métropolitaine reçoit plus d'UV aux mois de juin, juillet et août (été) qu'aux mois de décembre, janvier et février (hiver).

	Hiver			Printemps			Été			Automne			
	Déc	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	An
Heures	77,5	82,4	108,1	162,5	190,4	217,3	237,8	258,6	242,5	196,3	135,6	88,6	1 997,6
Σ heures		268,1			570,2			738,9			420,4		1 997,6
%		13,4			28,5			37,0			21,0		100,0

Tableau 4.4. Durées moyennes d'ensoleillement mensuelles et saisonnières pour 89 départements Français.

Pour chaque saison il faut ensuite déterminer quelle irradiance à 368 nm les surfaces d'enrobés bitumineux reçoivent. Les hypothèses suivantes ont été faites (Tableau 4.5) :

- Hiver (268,1 h) : 9 $\mu W.cm^{-1}$ (100 % du temps)
- Printemps (570,2 h) : 9 $\mu W.cm^{-1}$ (50 % du temps) et 27 $\mu W.cm^{-1}$ (50 % du temps)
- Été (738,9 h) : 27 $\mu W.cm^{-1}$ (50 % du temps) et 56 $\mu W.cm^{-1}$ (50 % du temps)
- Automne (420,4 h) : 9 $\mu W.cm^{-1}$ (50 % du temps) et 27 $\mu W.cm^{-1}$ (50 % du temps)

Irradiance	Hiver	Printemps	Été	Automne	Total
	Heures				
9 $\mu W.cm^{-1}$	268,1	285,1	0,0	210,2	763,4
27 $\mu W.cm^{-1}$	0,0	285,1	369,4	210,2	864,8
56 $\mu W.cm^{-1}$	0,0	0,0	369,4	0,0	369,4
Total	268,1	570,2	738,9	420,4	1 997,6

Tableau 4.5. Hypothèses sur les durées, pour chaque saison, pendant lesquelles les Technosols ékraniques sont soumis aux trois valeurs d'irradiance UV-A.

Si on exprime ces valeurs en heures par jour, ces hypothèses signifient par exemple qu'au printemps, lorsque le ciel est dépourvu de nuages et que le soleil brille, les Technosols ékraniques couverts avec un matériau bitumineux reçoivent durant 3,1 heures par jour une irradiance à 9 $\mu W.cm^{-1}$ et durant 3,1 heures par jour une irradiance à 27 $\mu W.cm^{-1}$. De telles hypothèses considèrent donc que le reste du temps (pendant le jour), en présence d'une couverture nuageuse, aucune émission de CO_2 sous l'effet de la photo-oxydation n'a lieu. Il est improbable que ce soit effectivement le cas puisque les surfaces continuent, dans certains cas (par exemple en été quand le soleil est au zénith, ou bien lorsque la couverture nuageuse est peu épaisse) de recevoir du rayonnement UV malgré la présence de nuages. Cependant, les données expérimentales dont nous disposons ne permettent pas de tenir compte de telles situations.

4.2.2. Prise en compte de l'ombre produite par des éléments paysagers

Un autre facteur à l'origine d'une diminution du rayonnement UV reçu par les Technosols ékraniques est l'ombre produite par certains éléments du paysage, situés à leur proximité immédiate ou les recouvrant : par exemple, arbres, bâtiments, véhicules stationnés, tunnels. Cette atténuation du rayonnement varie selon de nombreux paramètres, dont :

- La situation paysagère des sols scellés : ville (bâtiments), forêt (arbres), ou à l'inverse absence d'éléments produisant de l'ombre comme les autoroutes, routes de campagnes non bordées d'arbres ni de haies, les parkings de centres commerciaux.
- Moment de la journée : lorsque le soleil est au zénith (et que l'irradiance est la plus élevée), l'ombre est minimale, et à l'inverse elle est maximale quand il est proche de l'horizon (matin et soir).
- Moment de l'année : le soleil est plus proche de l'horizon en hiver et plus haut dans le ciel en été.
- Durée pendant laquelle l'élément produisant l'ombre est présent : continue (tunnels), temporaire (voitures stationnées), saisonnière (arbres à feuillage caduque).

N'ayant pas la possibilité de tenir compte de tous ces paramètres par le calcul, le choix a été fait d'appliquer un seul facteur correctif de 15 % à la surface totale des Technosols ékraniques. Cela veut dire que nous considérons, qu'au cours d'une année, 15 % des Technosols ékraniques ne sont jamais exposés aux rayons du soleil. Si l'application d'un tel facteur ne correspond probablement pas à la réalité physique, elle permet d'éviter de surestimer les émissions de CO_2 sous l'effet de l'UV en provenance de ces sols. Ce facteur est appliqué tant aux surfaces couvertes par un enrobé bitumineux usagé qu'à celles couvertes par un enrobé bitumineux neuf.

4.3. Estimation des émissions de CO_2 des sols scellés à l'échelle nationale

Les émissions de CO_2 auxquelles permettent de parvenir ces différents traitements (Tableau 4.6) indiquent que les Technosols ékraniques (TE) émettent 28 488,8 tonnes de CO_2 chaque année à l'échelle nationale, sous l'effet du rayonnement UV-A. A l'échelle d'une année, un TE revêtu d'un matériau bitumineux émet entre 2 955 et 4 020 $mgCO_2.m^{-2}$, valeurs correspondant respectivement aux revêtements de scellement bitumineux usagés et neufs. A l'échelle de la France métropolitaine, les TE couverts par un matériau bitumineux neuf émettent 772,3 tCO_2 et ceux couverts par un matériau bitumineux usagé 27 716,5 tCO_2.

			Hiver	Printemps	Été	Automne	Année
Enrobé neuf (192km²)	Emissions	$mgCO_2.m^{-2}$	306,7	967,2	2 033,2	713,1	4 020,3
	Emissions France	tCO_2	58,9	185,8	390,6	137,0	**772,3**
Enrobé usagé (9 381 km²)	Emissions	$mgCO_2.m^{-2}$	225,4	710,8	1 494,3	524,1	2 954,6
	Emissions France	tCO_2	2 114,4	6 668,2	14 017,5	4 916,4	**27 716,5**
Emissions totales France		tCO_2	2 173,3	6 854,0	14 408,1	5 053,4	**28 488,8**

Tableau 4.6. Emissions de CO_2 saisonnières et annuelles des Technosols ékraniques (TE) sous l'effet du rayonnement UV-A (368 nm), par unité de surface et pour la France métropolitaine.
Les surfaces indiquées sont corrigées du facteur (15 %) relatif à l'ombre produite par les éléments paysagers.

Ces émissions de CO_2 peuvent être comparées avec celles calculées par les organisations représentant les entreprises du secteur routier : 43 kg CO_2-équivalent par tonne « d'enrobé moyen » produit (Routes de France, 2024). Cette valeur ne prenant pas en compte la phase d'utilisation des enrobés bitumineux, le présent travail vient donc compléter ce bilan carbone. 32 217 000 t d'enrobés bitumineux ont été produites en 2023, ce qui correspond à des émissions de CO_2-équivalent de 1 385 331 t. Les 772,3 tCO_2 émises par les 192 km^2 d'enrobé neuf produit chaque année représentent environ 0,06 % des émissions totales de CO_2 engendrées par la production annuelle d'enrobé. Si on intègre au bilan carbone de la production d'enrobé bitumineux les émissions annuelles des sols scellés couverts par un revêtement neuf et usagé, alors celles-ci atteignent un total de 1 413 820 tCO_2-équivalent. Les émissions en provenance des enrobés bitumineux en place représentent 2 % de ce total.

5. *Conclusion*

Le dispositif expérimental conçu a permis de répondre aux questions présentées en introduction de ce chapitre. Les sols scellés avec un enrobé bitumineux, qu'il soit neuf ou usagé, émettent bien des gaz à effet de serre sous l'effet d'un rayonnement UV-A (Figure 4.13). L'enrobé bitumineux neuf émet davantage de CO_2 que l'enrobé bitumineux usagé. Une quantification précise de ces émissions a été réalisée à l'échelle du profil de sol et extrapolée à l'échelle de la France métropolitaine, en différenciant l'enrobé bitumineux neuf et usagé à chaque fois. Pour ce faire, des données acquises en conditions contrôlées et *in situ* ont été utilisées. Le dispositif expérimental souffre toutefois de certaines limites ne permettant pas d'être certain que les émissions observées proviennent exclusivement de la surface bitumineuse. Même si les calculs ont été réalisés afin de limiter au maximum une surestimation de la quantité de CO_2 généré par les enrobés bitumineux, l'extrapolation à l'échelle de la France métropolitaine pourrait gagner en précision, comme cela sera expliqué dans le chapitre 7. Néanmoins, ces premiers résultats et les nombreux enseignements tirés de ces essais pourront être réutilisés avec profit pour affiner ce qui reste la première estimation disponible des gaz à effet de serre émis par les Technosols ékraniques.

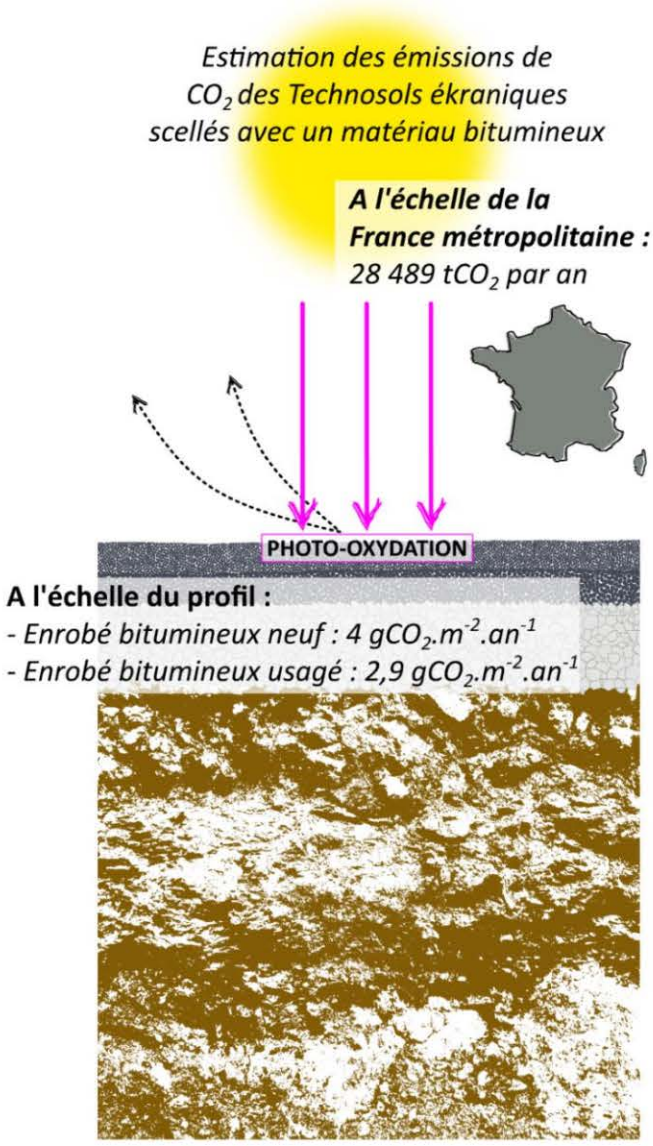


Figure 4.13. Les Technosols ékraniques émettent du CO_2 sous l'effet du rayonnement UV-A.

Chapitre 5. Réactivité de l'enrobé bitumineux en contexte pédologique

Il existe plusieurs situations où de l'enrobé bitumineux se retrouve dans un sol : son abandon dans la nature, son détournement pour des usages alternatifs, sa réutilisation sur place dans le cadre d'opérations de descellement, ou tout simplement en cas de descellement spontané (Chapitre 1, sections 4.2 et 4.3). Les conséquences de l'ajout d'enrobé bitumineux (EB) sur les paramètres physico-chimiques des sols ont récemment été étudiées par plusieurs auteurs (Mikajlo et al., 2025; Rompato et al., 2025; Vieillard, 2024). En revanche, les effets d'un séjour prolongé dans des sols sur le bitume composant l'enrobé, envisagé ainsi en tant que *pool* de carbone organique, ne sont pas encore connus. L'objet de ce chapitre est donc d'étudier le devenir de l'enrobé bitumineux en contexte pédologique, en recherchant d'éventuels indices de dégradation du carbone constitutif du bitume. Nous chercherons à répondre aux questions suivantes à l'aide de deux dispositifs expérimentaux (Figure 5.1) :

1) Une partie du carbone constitutif de l'enrobé bitumineux peut-il être (bio)dégradé en contexte pédologique ?

2) Si oui, quels sont les produits de cette (bio)dégradation ?

3) Si oui, le produit de cette biodégradation peut-il conduire à la production de dioxyde de carbone, et en quelles quantités ?

4) Certains types de sols favorisent-ils cette (bio)dégradation ?

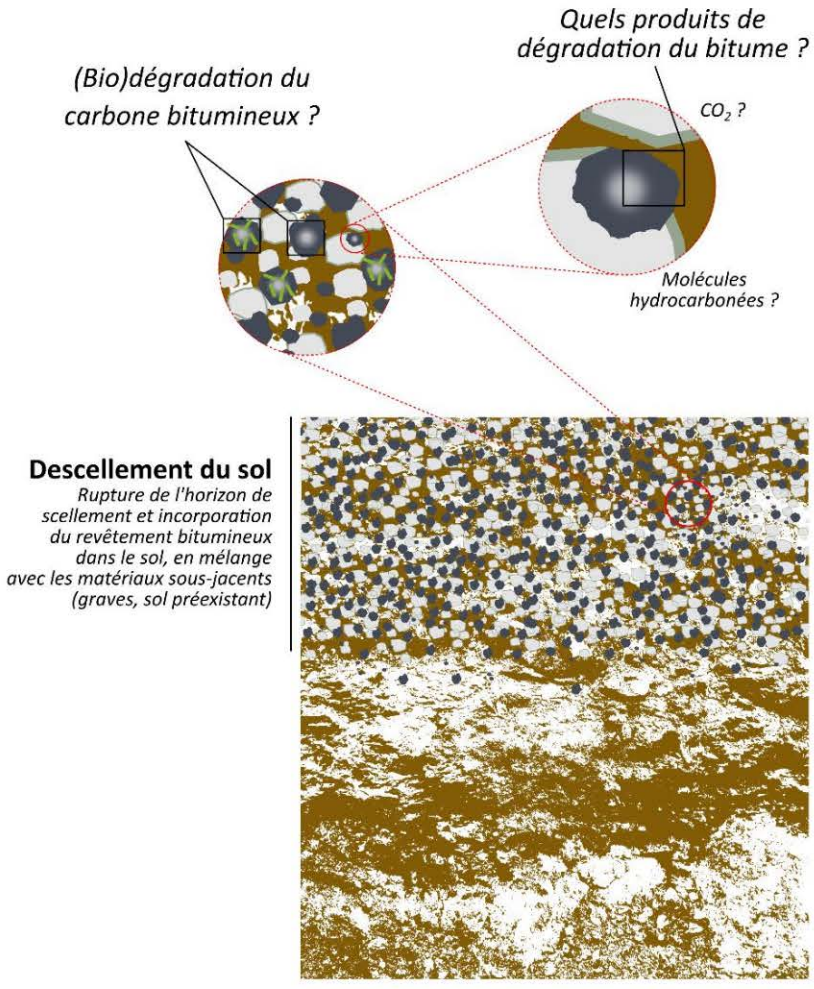


Figure 5.1. Le bitume de l'enrobé peut-il être dégradé en contexte pédologique ?

Pour répondre à ces questions, deux expérimentations ont été conduites, une *in situ* et l'autre au laboratoire :

- De l'enrobé bitumineux ainsi que des matières organiques modèles (thé vert et rooibos) ont été enfouis sous conditions climatiques réelles dans 6 sols différents aux propriétés physico-chimiques contrastées, pour des durées échelonnées sur une période de 3 à 24 mois (section 1) ;
- Des incubations en conditions contrôlées (humidité et température) ont ensuite été menées au laboratoire sur 4 des sols sélectionnés dans l'expérience *in situ*, mélangés ou non avec de l'enrobé bitumineux, afin de mesurer la respiration (production de CO_2) au cours du temps (section 2).

1. Devenir de l'enrobé bitumineux routier dans des sols en conditions pédoclimatiques réelles (Bitum' bags)

Le dispositif expérimental de ce premier volet est directement inspiré de celui des *tea bags* (Keuskamp et al., 2013), qui consiste en l'incorporation de matières organiques modèles (sachets de thé vert et rooibos) dans les sols. Ces sachets sont ensuite relevés au bout de 90 jours et l'évolution de leur masse est utilisée pour caractériser le potentiel de biodégradation de la matière organique dans les sols où ils ont été enfouis. Ce protocole a été adapté afin de tester, en plus du thé vert et du rooibos, de l'enrobé bitumineux (EB).

1.1. Matériels & méthodes

1.1.1. Les sachets de matières organiques

Les sachets accueillant la matière organique (MO) (Figure 5.2) ont été fabriqués avec de la maille en acier inoxydable (marque QQXY). L'acier inoxydable a été utilisé afin de se prémunir contre toute interaction chimique avec le bitume qu'aurait pu engendrer l'emploi de nylon, matériau habituellement utilisé pour la fabrication des sacs. L'ouverture de maille des sachets est de 250 µm afin de permettre le passage des micro-organismes et hyphes mycéliens tout en empêchant celui de la plupart des racines et de la mésofaune du sol (de taille comprise entre 2 et 2000 µm) (Bailes et al., 2013). Les sachets ont été cousus et fermés par une couturière (Foxylaine – foxylaine.com) avec un fil en méta-aramides (marque BRUNEEL), matière résistante aux températures élevées et aux solvants organiques, acides ou alcalins. Les sachets ont une dimension de 6x6 cm, et sont reliés à l'air libre par un fil également en acier inoxydable (marque DIALL).

Le thé vert utilisé (TV, EAN 87 22700 05552 5) est celui recommandé par Keuskamp et al. (2013) et le rooibos (R, EAN 87 11327 5143 48) est celui recommandé sur le site internet du *Tea bag Index* (teatime4science.org) au moment de la conception des sachets. Préalablement au remplissage, chaque sachet est pesé. Le contenu des sachets de thé vert et de rooibos est directement déversé dans les sachets en acier inoxydable. Les masses moyennes de TV et de R sont respectivement de 1,8±0,07 g et 2±0,04 g. L'enrobé bitumineux utilisé est issu du lot collecté à Angers et concassé sous forme d'agrégat d'enrobé (AE) (section 1.2.2 du chapitre 3). Ce matériau a été tamisé à une granulométrie comprise entre 500 et 1000 µm. Les caractérisations réalisées dans le chapitre 3 sur ce matériau, nommé AEM

pour agrégat d'enrobé moyen (Tableau 3.2 chapitre 3), ont montré que cette fraction granulométrique contenait entre 4,3 et 6,9 % de matière organique extractible, le reste étant composé de matière minérale. Toutes les caractéristiques chimiques de ce matériau sont présentées en détails dans le chapitre 3. Le tamisat d'enrobé bitumineux a été débarrassé de son humidité résiduelle par lyophilisation (lyophilisateur Christ Alpha 1-2 LD) pendant 24 h après congélation à – 80 °C.

Une masse moyenne de 4,1±0,08 g de tamisat d'enrobé bitumineux a été déposée dans les sachets, nommés « bitum'bags ». Ce matériau tamisé, utilisé uniquement dans le cadre de cette expérimentation, sera appelé T_EB (pour enrobé bitumineux tamisé) dans la suite de ce chapitre, pour le différencier du matériau utilisé et décrit dans la section 2.

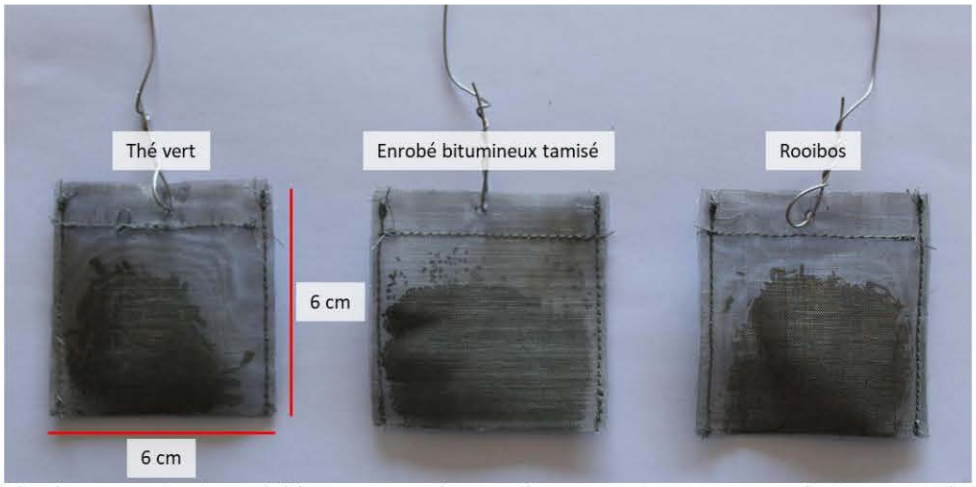


Figure 5.2. Sachets en acier inoxydable contenant les matières organiques, avant enfouissement dans les sols.

1.1.2. Les sites d'enfouissement (sols)

Les 3 types de sachets et leurs MO ont été enfouis dans 6 sols différents, à une profondeur comprise entre 8 et 10 cm (Figure 5.3). Il s'agit des sols forestier (F), prairial (P), urbains descellés (UD1, UD2, UD3) et industriel 1 (I1) décrits dans le chapitre 3 (section 2). Ces sols ont été choisis car leurs différents usages suivaient un gradient d'anthropisation croissant du sol F au sol I1. Les photographies des emplacements d'implantation illustrant ce gradient d'anthropisation lié à l'usage, ainsi que les caractéristiques physico-chimiques de ces sols sont également disponibles dans le chapitre 3. Il convient de rappeler que ces sols diffèrent également par le type de MO qu'ils contiennent. F et P contiennent une MO originaire des végétaux développés sur place. Les trois sols urbains descellés ont une MO quasiment exclusivement composée de compost de déchets verts approvisionné localement (régions de Nancy, Angers et Mandelieu-la-Napoule pour respectivement UD1, UD2 et UD3). Le sol industriel 1 est composé à la fois de MO anthropogénique (coke, goudron, charbon) et de MO originaire des végétaux s'étant développés sur le sol depuis sa mise en place dans des parcelles expérimentales en 2005. Ce dernier sol possède donc une MO de nature mixte.



Figure 5.3. Sachets disposés verticalement le long de la paroi des petites fosses, lors de l'enfouissement sur le site du sol urbain descellé 2 à Angers (UD2).
Les matières organiques sont, de gauche à droite : thé vert, enrobé bitumineux tamisé et rooibos.

Pour chaque répétition, une petite fosse est creusée et les 3 sachets contenant chacun une matière organique différente (TV, R et T_EB) sont disposés verticalement le long de la paroi (Figure 5.3). La fosse est ensuite refermée en tassant légèrement la terre. Cette opération est répétée 5 fois par temporalité (5 répétitions), ce qui porte à 15 le nombre total de sachets par temporalité et à 60 le nombre de sachets par site. Les sachets ont été enfouis à la fin de l'été 2023, et relevés selon des temporalités de 3 mois (T1), 6 mois (T2), 12 mois (T3) et 24 mois (T4) (les dates exactes sont indiquées dans le tableau 5.1).

Site	Enfouissement	3 mois (T1)	6 mois (T2)	12 mois (T3)	24 mois (T4)
Sol forestier (F)	12/09/2023	11/12/2023	11/03/2024	12/09/2024	04/09/2025
Sol prairial (P)	04/09/2023	04/12/2023	05/03/2024	04/09/2024	04/09/2025
Sol urbain descellé 1 (UD1)	05/09/2023	05/12/2023	05/03/2024	05/09/2024	05/09/2025
Sol urbain descellé 2 (UD2)	28/08/2023	28/11/2023	27/02/2024	28/08/2024	20/08/2025
Sol urbain descellé 3 (UD3)	23/08/2023	23/11/2023	21/02/2024	23/08/2024	25/08/2025
Sol industriel 1 (I1)	30/08/2023	01/12/2023	29/02/2024	03/09/2024	25/08/2025

Tableau 5.1. Dates d'enfouissement et de récupération des sachets de thé vert, de rooibos et des bitum' bags dans les 6 sols.

1.1.3. Protocole de récupération des sacs

Lors de leur récupération, les sacs sont délicatement retirés des sols et transportés dans du papier aluminium jusqu'au laboratoire. Les sachets d'EB sont séparés du thé vert et du rooibos afin de préserver l'intégrité chimique du bitume. Au laboratoire, la surface des sachets est nettoyée à l'aide d'un goupillon en poils de sanglier, afin de les débarrasser des particules de sols et des racines et radicelles intriquées dans la maille en acier inoxydable. Les sachets de TV et R subissent deux pesées :

1) Ils sont séchés dans une étuve ventilée (60 °C pendant 48 h) puis pesés une première fois.
2) Ils sont ensuite lavés à l'eau clair, leur contenu est « malaxé » pour les débarrasser des particules de sol, puis ils sont déposés dans un bécher d'eau déionisée et soumis à ultrasons pendant 5 minutes. Ils sont séchés selon les mêmes conditions et pesés une deuxième fois.

Le choix a été fait d'effectuer une deuxième pesée car l'adhérence de particules de sol au sachet et à la matière organique augmentait considérablement la masse des sachets, rendant ce faisant impossible une comparaison des masses de sachets entre les 4 temps de prélèvement. Le lavage occasionne des pertes de particules de thé vert et de rooibos, ce qui a pour conséquence une diminution artificielle des masses de MO. Cependant, le soin a été pris de laver de la même manière chaque sachet, afin que la perte en MO soit le plus possible identique pour chacun d'entre eux et toutes les temporalités, rendant fiables les comparaisons entre les sols et dates de prélèvement.

Les sachets contenant l'enrobé bitumineux tamisé sont, après nettoyage au goupillon, mis à congeler à – 80 °C et séchés par lyophilisation pendant 24 h. Ils sont ensuite pesés.

1.1.4. Indicateurs suivis

Tous les sachets sont pesés à une précision de ±0,01 g, et la masse de matière (enrobé bitumineux ou thé vert et rooibos) est obtenue en soustrayant la masse des sachets en acier inoxydable préalablement pesés.

Pour l'enrobé bitumineux tamisé, un sachet parmi les 5 répétitions est ouvert afin d'en photographier le contenu à l'aide d'un stéréo-microscope, photographies réalisées à 3 grossissements et avec des paramètres de luminosité identiques. Le contenu des 4 autres sachets de T_EB est regroupé et homogénéisé.

En faisant l'hypothèse que l'éventuelle altération du bitume en contexte pédologique est un processus de surface, une extraction au solvant a ciblé spécifiquement la surface (S) des granulats d'enrobé bitumineux. Pour ce faire, 2 g du lot d'EB homogénéisé sont prélevés et étalés sur un kit de filtration équipé d'un filtre GF/F. Le kit est mis sous vide à l'aide d'une pompe et un volume de 5 mL de dichlorométhane (DCM) est versé uniformément sur la surface d'EB étalé. L'extrait filtré est ensuite évaporé sous un léger flux d'N_2, avant d'être analysé en spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (IRTF).

Les analyses en IRTF ont été réalisées avec un spectromètre Brücker IFS55, couplé à un microscope équipé d'un détecteur MCT (mercury cadmium telluride) refroidi à l'azote liquide. L'extrait de bitume sec (dépourvu de solvant) est déposé sur une fenêtre en diamant. L'objectif utilisé pour les analyses est un objectif REFLACHROMAT de grossissement x 15. Les spectres sont enregistrés dans les conditions suivantes :

- taille de la zone analysée : 60 X 60 µm
- 64 accumulations (32 s)
- résolution spectrale : 4 cm^{-1}
- gain = 4.

Les spectres obtenus sont corrigés par rapport à un spectre de référence enregistré dans les mêmes conditions analytiques sur une fenêtre de diamant propre. Ils sont en outre retraités afin d'en soustraire le signal de l'eau et du dioxyde de carbone présents dans l'air ambiant.

1.2. Résultats

1.2.1. Évolution des masses des bitum'bags

Seuls les résultats à + 3, 6 et 12 mois sont présentés.

Les masses de thé vert au bout de 12 mois (Figure 5.4) montrent que les sols urbains descellés de Nancy (UD1) et d'Angers (UD2) ont conduit à la plus forte dégradation (environ 90 % de la masse initiale de thé vert dégradée), suivis par le sol forestier (F) et le sol prairial (P) qui ont dégradé un peu plus de 80 % de la masse initiale de thé vert. Enfin, le sol industriel 1 a dégradé 70 % du thé vert, et le sol urbain descellé de Mandelieu-la-Napoule (UD3) un peu plus de 60 %.

Le rooibos montre une moindre dégradation que le thé vert. Au maximum 77 % de sa masse a été dégradée dans UD1. Dans les deux autres sols descellés 67 % ont été dégradés, suivis de près par le sol forestier. Dans les sols de prairie et industriel 1, 50 % environ de la masse de rooibos initiale a été dégradée.

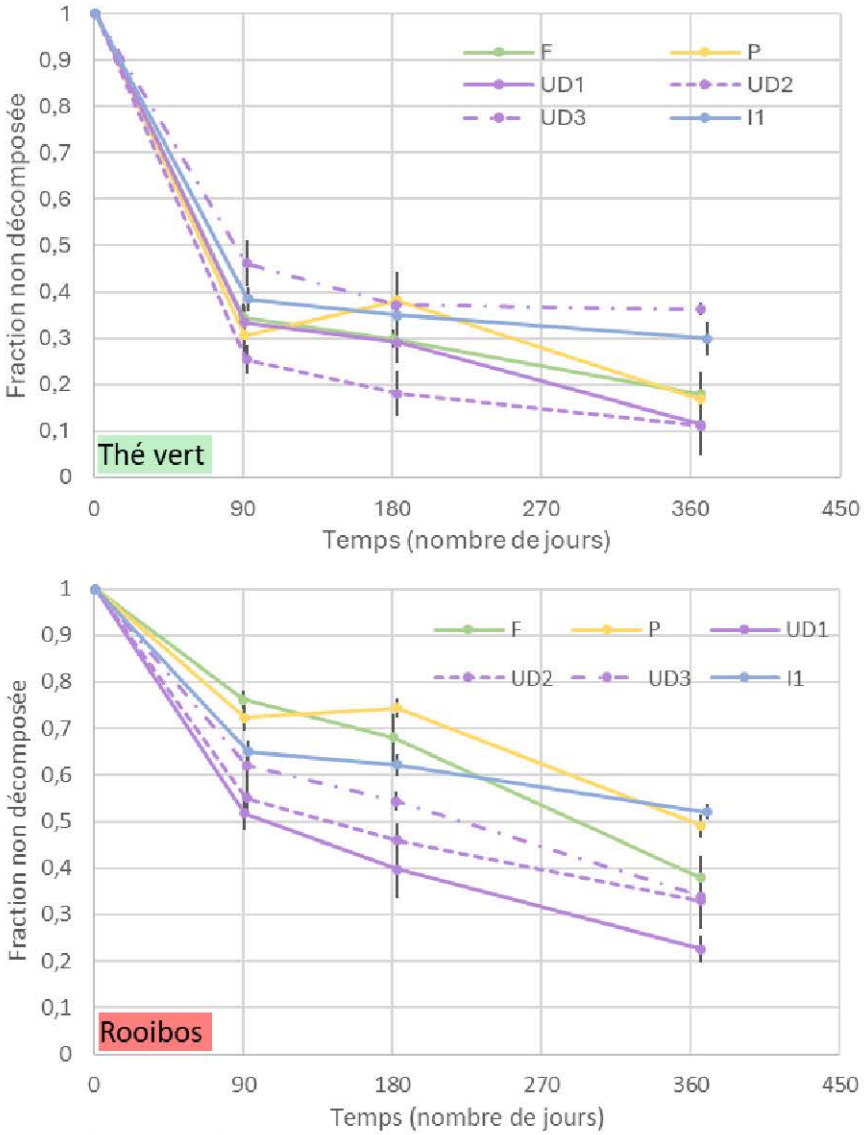


Figure 5.4. Cinétiques de dégradation dans les sols du thé vert et du rooibos au cours du temps.
Les barres d'erreur correspondent aux écarts-types (n=5). F : sol forestier ; P : sol prairial ; UD1, UD2, UD3 : sols urbains descellés des sites de Nancy, Angers et Mandelieu-la-Napoule ; I1 : sol industriel 1.

Le suivi des masses d'enrobé bitumineux (Figure 5.5) tamisé après un an dans le sol ne montre aucune diminution. Dans 3 sols (UD2, UD3 et I1) la masse d'enrobé bitumineux reste inchangée après 1 an. Dans F et UD1 cette masse augmente légèrement, et encore plus dans P.

Les indicateurs S (facteur de stabilisation) et k (taux de décomposition), classiquement utilisés dans le *Tea bag index* pour caractériser la capacité des sols à dégrader la matière organique, sont disponibles dans l'annexe 4. Ne pouvant pas être comparés avec les données de la littérature en raison de la différence des types de sachets utilisés, ils n'étaient pas utiles pour éclairer la biodégradabilité du bitume en contexte pédologique.

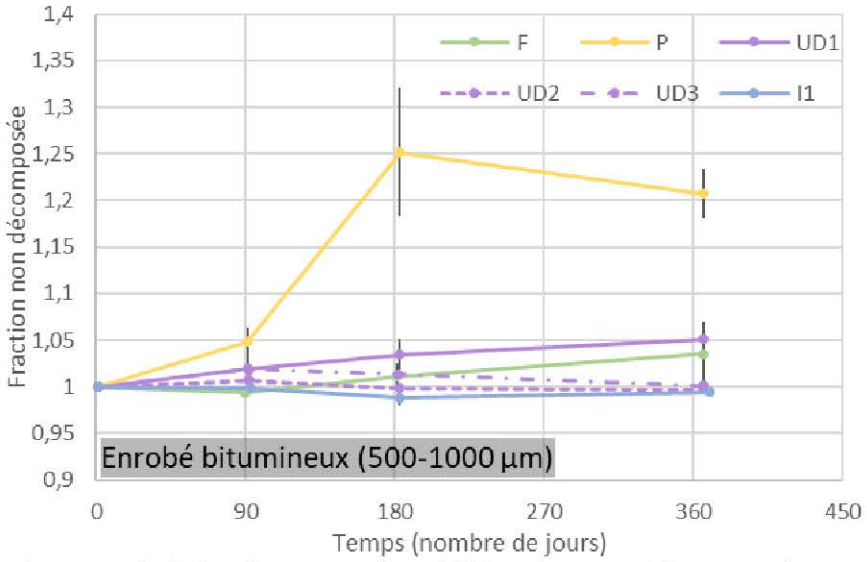


Figure 5.5. Évolution des masses d'enrobé bitumineux tamisé au cours du temps.
Les barres d'erreur correspondent aux écarts-types (n=4). F : sol forestier ; P : sol prairial ; UD1, UD2, UD3 : sols urbains descellés des sites de Nancy, Angers et Mandelieu-la-Napoule ; I1 : sol industriel 1.

1.2.2. Évolution de l'aspect de l'enrobé bitumineux

Les photographies réalisées au stéréo-microscope (Figure 5.6) montrent un changement d'aspect de la surface des granulats d'enrobé bitumineux au cours du temps. Initialement (T0, apparence identique pour toutes les modalités), l'enrobé bitumineux est faiblement enrichi en particules minérales : il est d'une teinte sombre relativement unie. De plus, il donne l'impression d'être brillant. Cet aspect brillant est atténué après 3 mois de séjour dans le sol. A partir de ce moment, on commence à voir des particules de sol adhérer à la surface des granulats d'EB. Cela est le cas pour UD1 et F, et surtout pour P. Cette tendance se confirme au bout de 6 et 12 mois, où sont observées également de plus en plus de particules minérales adhérant à la surface de bitume dans tous les sols. Les photographies de I1 à 3 mois et UD2 à 12 mois montrent que la maille de 250 µm n'a pas été suffisante pour empêcher le passage de racines.

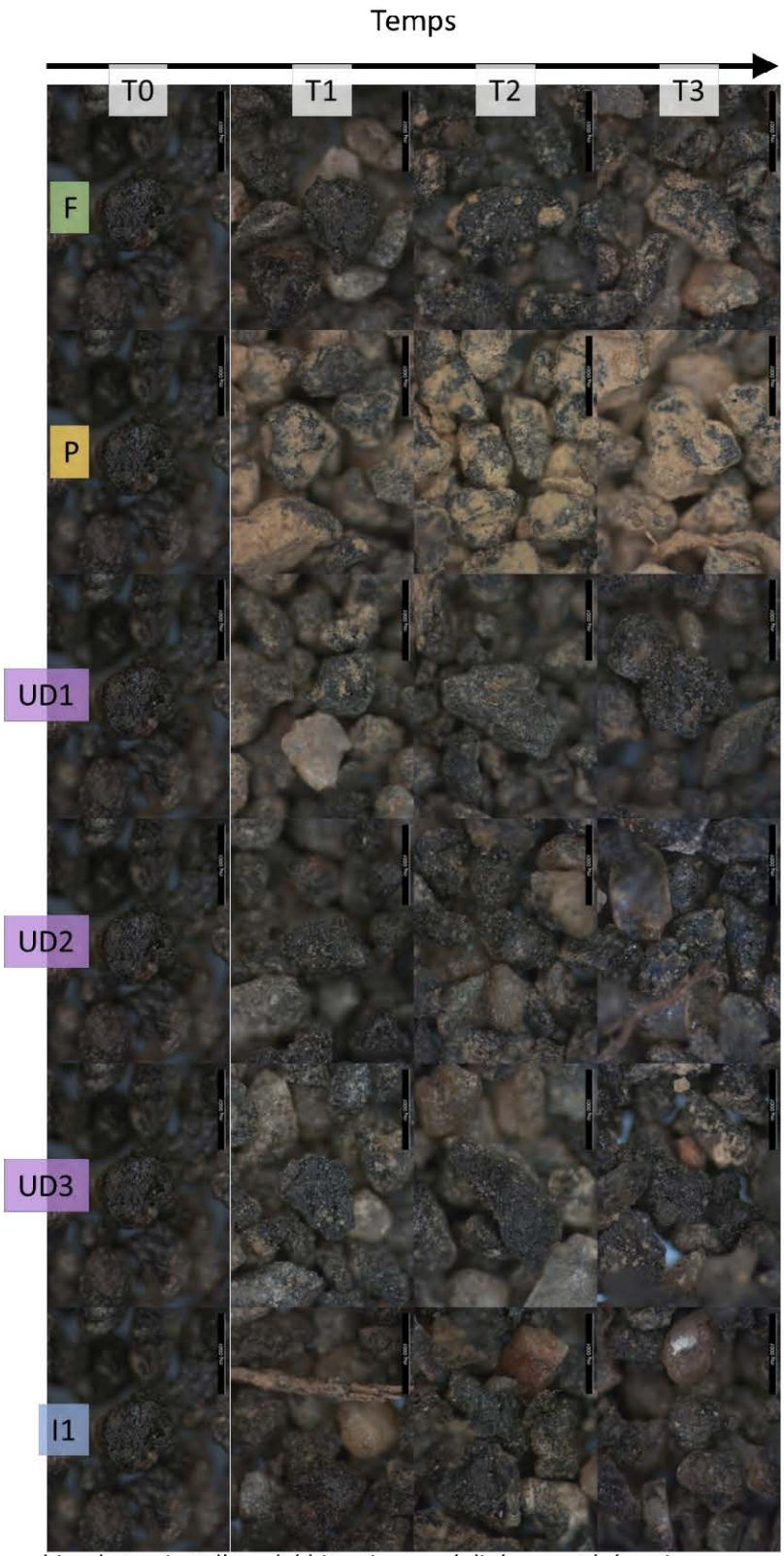


Figure 5.6. Photographies du tamisat d'enrobé bitumineux, réalisées au stéréo-microscope après chaque relevé. *L'échelle, la même pour toutes les photographies, est donnée par la barre noire qui mesure 1 mm de long. F : sol forestier ; P : sol prairial ; UD1, UD2, UD3 : sols urbains descellés des sites de Nancy, Angers et Mandelieu-la-Napoule ; I1 : sol industriel 1. T0 : avant enfouissement ; T1, T2, T3 : 3, 6 et 12 mois.*

1.2.3. Evolution des groupements fonctionnels du bitume (IRTF)

Les analyses réalisées en spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (IRTF) montrent un profil caractéristique du bitume, composé essentiellement de structures aliphatiques (CH_2 et CH_3) entre 3 000 et 2800 cm^{-1}. Les composés fonctionnels caractéristiques de l'oxydation (C=O et S=O) sont peu visibles et surtout ne sont pas différents entre T0 et T3. En effet, l'abondance de ces composés, situés à des longueurs d'onde respectives de 1710 et 1700 cm^{-1} (C=O) et 1030 et 1027 cm^{-1} (S=O) (Polo-Mendoza et al., 2022), n'augmente pas dans les échantillons de tamisat d'enrobé bitumineux ayant passé 12 mois dans les sols (Figure 5.7).

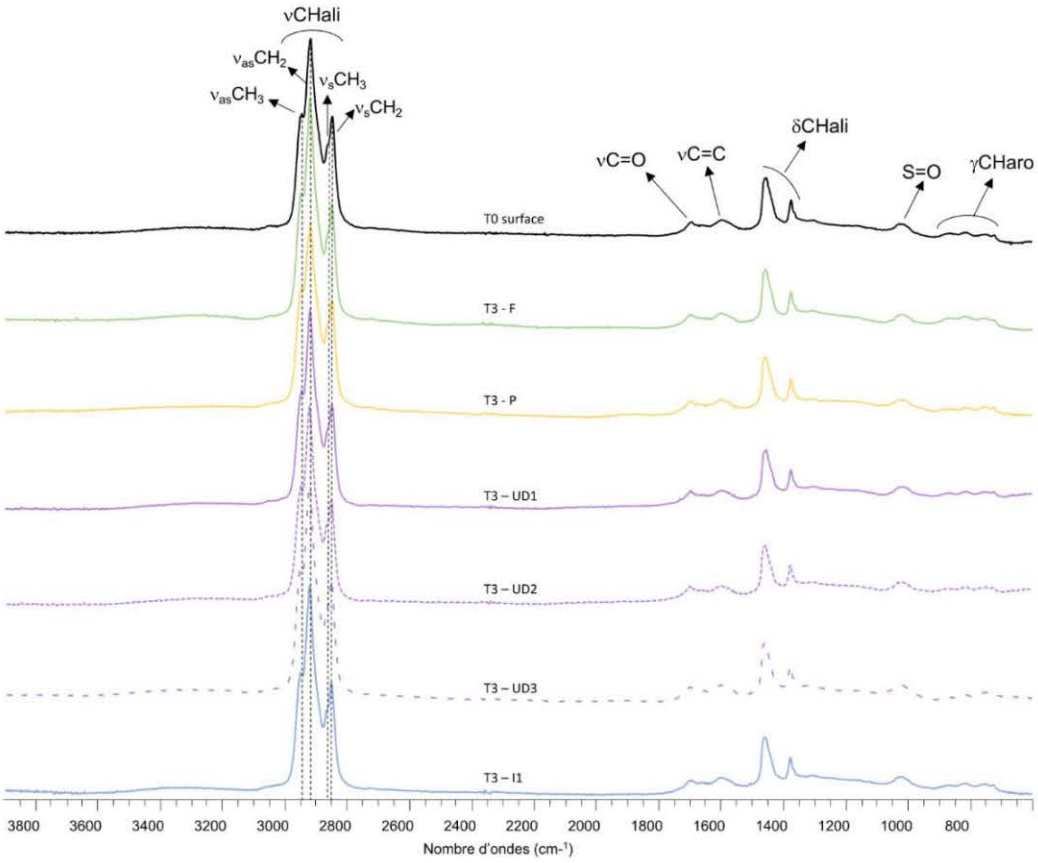


Figure 5.7. Spectres infrarouges des surfaces de tamisat d'enrobé bitumineux après 12 mois dans les sols.
T_EB : tamisat d'enrobé bitumineux ; T0 : T_EB non enfoui ; T1, T2, T3 : 3, 6 et 12 mois ; F : T_EB enfoui dans sol forestier ; P : T_EB enfoui dans sol prairial ; UD1, UD2, UD3 : T_EB enfouis dans sols urbains descellés 1,2 et 3 ; I1 : T_EB enfoui dans sol industriel 1. Pour toutes les modalités n=1.

1.3. Discussion intermédiaire

L'absence de variation des masses de tamisat d'EB entre le début et la fin de l'expérimentation montre qu'il n'y a pas de dégradation massive du bitume enrobant les granulats lors d'un séjour prolongé dans des sols. Cela semble logique si on considère les taux de MOE calculés et le pourcentage de carbone contenu dans ce matériau mesuré par analyse élémentaire (Chapitre 3). Selon ces données, chaque bitum' bag contient entre 0,15 et 0,23 g de carbone bitumineux.

L'enrichissement en particules des surfaces d'EB montre que ces derniers interagissent avec la matrice du sol. Les sols de forêt et surtout de prairie ayant des teneurs élevées en argiles granulométriques

(respectivement 25,2 et 30,7 % en masse), il est possible que ce soit cette fraction qui adhère en priorité au bitume. Ce dernier est en effet utilisé en tant que liant dans les enrobés justement pour ses excellentes propriétés adhésives. Il n'est pas possible de savoir quelle est la nature des échanges entre le bitume enrobant les granulats et les constituants du sol (*e.g.*, adsorption de nutriments, formation d'agrégats organo-minéraux). Il serait cependant intéressant d'investiguer ce sujet plus en profondeur. Notamment, la présence potentielle de charges variables sur le bitume pourrait, en fonction du pH, jouer un rôle non négligeable dans la capacité d'échange cationique des sols en contenant. En revanche, la nature hydrophobe du bitume ne permettrait pas d'améliorer la rétention en eau au contact des granulats d'enrobé bitumineux.

L'absence d'évolution des spectres infrarouges sur du tamisat d'EB ayant séjourné 12 mois dans les sols peut être interprétée comme une preuve de la non-susceptibilité du bitume à la biodégradation. On pourrait supposer que la méthode IRTF n'est pas assez résolutive pour détecter des changements dans la chimie de surface de bitume, ce qui signifierait qu'elle ne serait efficace que pour détecter des oxydations intenses comme la thermo-oxydation ou la photo-oxydation. Il est également possible que les composés oxydés du bitume aient été lixiviés par l'eau de pluie au fur et à mesure qu'ils étaient produits. Les composés oxydés sont en effet plus susceptibles d'être mis en solution sous forme de carbone organique dissous (Xue et al., 2019), l'eau jouant en plus un rôle dans la dégradation des molécules les plus polaires du bitume (Lins et al., 2008).

Ainsi, les données quantitatives (suivi des masses) et qualitatives (mesures IRTF) des bitum'bags semblent indiquer que le bitume constitutif des enrobés n'a pas été dégradé après un an d'exposition dans différents sols présentant pourtant des activités biologiques contrastées, révélées par une dégradation différente du thé vert et du rooibos.

2. Des incubations en conditions contrôlées pour approfondir l'hypothèse de la biodégradation

Les faibles masses d'enrobé bitumineux présentes dans les bitum'bags n'ayant pas permis de détecter des variations de masse significatives et donc de quantifier d'éventuelles pertes en carbone, nous avons mis en œuvre un autre dispositif expérimental pour essayer d'accéder à ces quantités (question 3). Afin de recouper les résultats obtenus dans l'expérimentation en conditions réelles, nous avons conservé les mêmes sols, sauf deux sols descellés (Angers (UD2) et Mandelieu-la-Napoule (UD3), car le comportement des trois sols descellés vis-à-vis de la MO n'était pas suffisamment différent pour légitimer de les réutiliser tous les 3. Nous avons donc uniquement retenu le sol du site de Nancy (UD1), car il affichait les meilleurs résultats de dégradation de thé vert et de rooibos. En outre, un deuxième sol industriel (I2) a été utilisé. Il est également originaire de la cokerie de Neuves-Maisons, mais a été conservé à l'abri des éléments depuis 2005, à la différence de I1 prélevé dans une parcelle expérimentale mise en place sur la station de Homécourt du GISFI depuis 2005. Comme mentionné dans le chapitre 3, bien que le terme exact soit davantage celui de « terres » pour désigner ces échantillons prélevés dans l'horizon supérieur des différents profils pédologiques, ils seront appelés « sols » dans ce chapitre.

2.1. Le dispositif expérimental

Les 5 sols décrits ci-dessus, en mélange ou non avec de l'enrobé bitumineux, ont été placés dans des contenants hermétiques afin de pouvoir quantifier les émissions de CO_2 au cours du temps (incubations). Ces quantités de CO_2 sont considérées comme un *proxy* de la respiration microbienne et renseignent alors indirectement sur les masses de carbone biodégradées dans les différents substrats. Deux essais d'incubation différents ont été réalisés :

- L'incubation 1 (INC1) a duré 83,6 jours et a été réalisée à partir de 5 sols : sol forestier (F), sol prairial (P), sol urbain descellé du site de Nancy (UD1), sol industriel prélevé sur une parcelle expérimentale mise en place en 2005 (I1), sol industriel équivalent qui a été conservé à l'abri depuis la mise en place de la parcelle (I2). Ces sols ont été incubés seuls et en mélange avec de l'enrobé bitumineux. Du broyat d'enrobé bitumineux a été également incubé seul, ce qui porte à 11 le nombre de modalités.
- L'incubation 2 (INC2) a duré 99,2 jours et a été réalisée à partir de 2 sols (F et P), suivis (i) seuls, (ii) mélangés avec de l'enrobé bitumineux ou bien (iii) mélangés avec de l'enrobé préalablement extrait au dichlorométhane (et donc dépourvu de son bitume), soit 6 modalités en totalité. Ce deuxième essai a été réalisé afin d'évaluer l'impact de la présence au sein du sol de l'enrobé dépourvu de bitume sur les émissions de CO_2.

Pour chaque modalité d'incubation, 4 répétitions ont été réalisées (Tableau 5.2).

	Type de substrat d'incubation	Nombre de modalités	Codification	Masse sèche (g)	CRE (%)
Incubation 1 (INC1)	Sol	5	F, P, UD1, I1, I2	25	70% (±2%)
	Sol + enrobé bitumineux	5	B_F, B_P, B_UD1, B_I1, B_I2	25	70% (±2%)
	Enrobé bitumineux	1	B	25	70% (±2%)
Incubation 2 (INC2)	Sol	2	F, P	25	70% (±2%)
	Sol + enrobé bitumineux	2	B_F, B_P	25	70% (±2%)
	Sol + enrobé extrait (= sans bitume, ESB)	2	ESB_F, ESB_P	25	70% (±2%)

Tableau 5.2. Modalités d'incubation de sols et d'enrobé bitumineux en mélange ou non.
F : Forêt ; P : Prairie ; UD1 : Urbain descellé1 ; I1 : Industriel 1 ; I2 : Industriel 2 ; B_F : Forêt + enrobé bitumineux ; B_P : Prairie + enrobé bitumineux ; B_UD1 : Urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; B_I2 : Sol industriel 2 + Enrobé bitumineux ; CRE : capacité de rétention en eau.

2.2. Préparation des sols et de l'enrobé bitumineux

Les sols ont été tamisés humides à une granulométrie inférieure à 2 mm, puis séchés à l'air libre.

L'enrobé bitumineux utilisé est l'enrobé usagé (EU), plus précisément la fraction agrégats d'enrobés (AE). Celle-ci a été broyée avec un broyeur à rouleaux en acier, puis tamisée pour ne conserver que la fraction inférieure à 1 mm. Ces opérations de préparation de l'enrobé bitumineux ont été réalisées dans l'intention d'augmenter sa réactivité, par l'augmentation de sa surface de contact. Dans les faits,

plus de la moitié de la masse d'enrobé bitumineux utilisé pour cette expérimentation n'a pas été broyée, car l'AE contenait déjà des granulats enrobés de bitume de taille inférieure à 1 mm. Dans la suite de ce chapitre, nous utiliserons le terme enrobé bitumineux ou son acronyme « EB » pour désigner ce matériau broyé et tamisé.

Le matériau minéral (enrobé sans bitume) utilisé dans INC2 provient du lot décrit ci-dessus (EB) après extraction du bitume. Le bitume en a été extrait grâce à 5 cycles de lavage manuel au dichlorométhane (DCM), suivi de 3 cycles d'extraction à l'ASE (voir chapitre 3), puis a été séché à l'étuve (80°C) pendant 1 h. Le matériau minéral ainsi obtenu est d'une granulométrie quasi identique à l'EB broyé et tamisé, seule la très mince couche de bitume enrobant les grains minéraux ayant été retirée. La teneur en carbone organique de ce matériau a été quantifiée par combustion à 900°C après décarbonatation à l'acide phosphorique (TOC-VCSH Shimadzu, Solid Sample module – 5000A), et a révélé qu'il possédait 1,18 % de carbone inorganique, et 0,31 % de carbone organique. Ces modalités seront nommées « Enrobé sans bitume » (ESB) dans la suite de ce chapitre.

2.3. Méthode de dosage du COT bitumineux et du COT des sols

Le carbone organique total (COT) des sols initiaux a été dosé avec un COT-mètre, par combustion à 900°C après décarbonatation à l'acide phosphorique (TOC-VCSH Shimadzu, Solid Sample module – 5000A). Deux quantifications ont été réalisées avec cette méthode : une (**COT_mA**) sur 4 sols pour les besoins de l'incubation du chapitre 6, et l'autre (**COT_mB)** sur les 5 sols pour les besoins de INC1. Quant à l'enrobé bitumineux utilisé dans le cadre de ces incubations, son taux de matière organique extractible (MOE) a été quantifié (n=3) par extraction à l'ASE selon la méthode décrite dans le chapitre 3. Un taux de carbone moyen du bitume, issu de la littérature (Hunter et al., 2015), a été utilisé, qui est de 82,2 %. Cette valeur est cohérente avec les analyses élémentaires réalisées (Chapitre 3) ainsi qu'avec d'autres sources de la littérature (Dutoit et al., 2024). Ces valeurs ont permis de mélanger du carbone bitumeux dans des proportions connues de COT de sol. La masse totale de sol ou de sol + enrobé bitumineux était à chaque fois de 25 g (matières sèche). Les masses d'enrobé bitumineux ajoutées aux masses de sol, ainsi que les pourcentages correspondants, sont récapitulés dans le tableau 5.4.

Le COT des sols seuls a en outre été dosé par combustion sèche (analyse élémentaire) après décarbonatation, dans le cadre de leur caractérisation physico-chimique dont la réalisation a été externalisée au laboratoire d'analyse des sols de l'INRAE (LAS). Ce COT sera nommé **COT_CS** dans la suite de notre développement. Les paramètres physico-chimiques des sols utilisés comme substrats d'incubation dans ce chapitre sont présentés dans le chapitre 3.

2.4. Conditions d'incubations

Les substrats (sols, sols + enrobé bitumineux, sols + enrobé sans bitume) ont été déposés dans des flacons en verre de capacité 250 mL (Figure 5.8). De l'eau déionisée a ensuite été ajoutée afin d'atteindre 70 % des capacités de rétention des différents substrats, puis les flacons ont été fermés avec un bouchon doté d'un septum assurant leur étanchéité. Ils ont été entreposés en chambres de culture à une température de 24°C, dont ils ont été sortis à chaque fois que les teneurs en CO_2 (ppmv) devaient être mesurées. Lorsque les teneurs en O_2 devenaient inférieures à 15% dans les flacons, ils étaient ouverts et placés sous sorbonne durant 20 min afin d'en renouveler l'atmosphère.



Figure 5.8. Flacons en verre (250 mL) accueillant les différents substrats utilisés lors des essais d'incubation INC1 et INC2.

2.5. Analyses

2.5.1. Mesure des concentrations en CO_2 dans les flacons

Les mesures de concentration en CO_2 dans les flacons ont été réalisées périodiquement, à l'aide d'un détecteur infrarouge. Dans chaque flacon, 5 mL de gaz sont prélevés à l'aide d'une seringue et injectés dans l'appareil, puis acheminés jusqu'au détecteur grâce à un flux d'N_2. Des mesures sur des flacons vides (4 répétitions) ont également été réalisées afin de soustraire les valeurs de CO_2 mesurées (concentration en CO_2 de l'atmosphère ambiant) aux mesures issues des autres flacons contenant les matrices.

Pour estimer les volumes d'air « mort » au contact des substrats des différentes modalités, un flacon parmi les 4 répétitions a été rempli d'eau à la fin de chaque incubation. La différence de masse (g) observée correspondait au volume d'air « mort » (cm^3), pour chaque modalité. Les valeurs obtenues avec cette méthode sont considérées comme une « fourchette haute » du volume d'air « mort » des flacons, dans la mesure où elle prend également en compte la porosité au sein même du sol.

Les concentrations en CO_2 obtenues lors d'une mesure sont converties en masses de CO_2 suivant la formule :

$$mCO_2 = (VCO_2/1000000)*(V/VMCO_2)*MCO_2$$

Avec :

mCO_2 (g) la masse de CO_2

VCO_2 (ppmv) le volume de CO_2 mesuré dans le flacon à un instant *t*

V (litres) le volume d'air « mort » au contact du sol dans le flacon

$VMCO_2$ (litres) le volume molaire du CO_2 à 24°C (22,852 $L.mol^{-1}$)

MCO_2 ($g.mol^{-1}$) la masse molaire du CO_2 (44,01 $g.mol^{-1}$)

2.5.2. Mesures de la nature de la MO des substrats (Rock-Eval)

Les substrats de chaque modalité de INC1, ainsi que le l'enrobé bitumineux seul, ont été caractérisés par analyse Rock-Eval (RE) au début (T0) et à la fin (TF) de l'incubation. Les 4 répétitions de chaque modalité ont été regroupées, séchées par lyophilisation puis broyées avec un broyeur à billes, selon le mode opératoire décrit dans le chapitre 3. En moyenne, chaque analyte pesait 65,5±14,5 mg. Trois répétitions analytiques ont été réalisées sur les échantillons du sol urbain descellé 1 (UD1 et B_UD1) et de l'enrobé bitumineux broyé à T0 et TF, afin de vérifier la reproductibilité des mesures RE. Les autres modalités n'ont pas fait l'objet de répétitions analytiques.

Le Rock-Eval est une technique de caractérisation des matières organiques par pyrolyse (sous seul flux de N_2 et donc en absence d'O_2) puis par combustion (20 % d'O_2 et 80 % de N_2, absence de CO_2) (Baudin, 2024). Les paramètres retenus pour la caractérisation de nos échantillons sont ceux de la méthode *Bulk Rock cycle Basic* (Figure 5.9). Au début de l'étape de pyrolyse, l'échantillon est soumis à une température initiale de 300°C pendant 3 min 20 s (isotherme), puis progressivement amené à une température de 650°C à raison d'une rampe de 25°C par minute. Une fois cette température atteinte, elle redescend progressivement pendant 3 minutes, puis l'échantillon est transféré dans un second four. Il subit alors une combustion (ou oxydation), phase qui débute à une température de 300°C maintenue pendant 1 minute, puis qui augmente à raison de 20°C par minute jusqu'à atteindre 850°C, température maintenue pendant 5 minutes (isotherme). Ce paramétrage RE normalement réservé aux roches pétrolifères a été retenu ici car l'isotherme au début de la pyrolyse permet de mieux observer la présence de bitume (libération d'hydrocarbures), et le plafond élevé de température en oxydation permet de mieux quantifier le carbone inorganique.

La phase de pyrolyse permet de quantifier (détecteur à ionisation de flamme - FID) les molécules hydrocarbonées (HC) perceptibles dans les signaux S1 et S2, ainsi que le dioxyde et le monoxyde de carbone (CO_2 et CO) (détecteur infrarouge) perceptibles à travers les signaux S3CO, $S3CO_2$, $S3'CO_2$, S3'CO. La phase d'oxydation permet de quantifier la matière organique restant après pyrolyse, grâce aux oxydes de carbone (CO et CO_2) résultant de la combustion (détecteur infrarouge), perceptibles à travers les pics $S4CO_2$, S4CO et S5 (Figure 5.9).

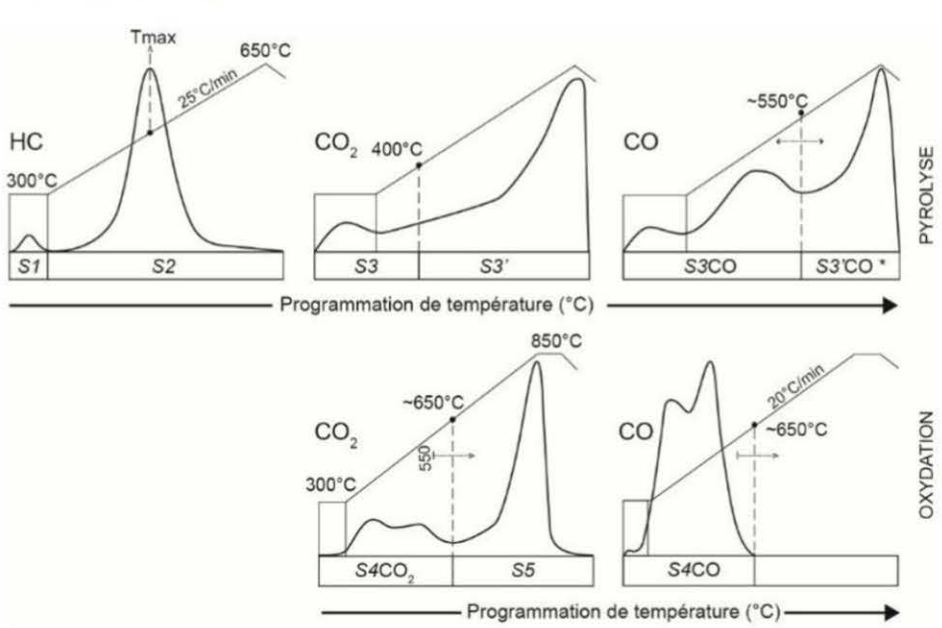


Figure 5.9. Thermogrammes obtenus lors d'une analyse Rock-Eval 6 selon la méthode Bulk Rock cycle Basic, utilisée dans cette thèse.

Les hydrocarbures (HC) sont détectés par un détecteur à ionisation de flamme (FID) et le CO_2 et le CO sont détectés par un détecteur infrarouge (IR). Tous les thermogrammes sont normalisés sur leur maximum, c'est-à-dire que les surfaces/hauteurs ne sont pas comparables d'un thermogramme à l'autre (tiré de Baudin, 2024).

La collecte de ces données (masses d'HC et d'oxydes de carbone en fonction du temps et de la température) permet de tracer des thermogrammes et de calculer un certain nombre de paramètres fournissant des indications sur la stabilité thermique de la MO analysée. L'existence d'une corrélation forte (Hetényi & Nyilas, 2014) entre stabilité thermique et stabilité biogéochimique de la MO du sol permet d'en renseigner sa stabilité, son état d'oxydation ou bien sa nature récalcitrante. Parmi les indicateurs calculés à partir des mesures RE, figure le COT, qu'on nommera COT_RE pour le différencier des valeurs obtenues grâce aux autres méthodes (combustion à 900°C : COT_mA et COT_mB et combustion sèche (analyse élémentaire) COT_CS).

La signification des paramètres utilisés dans la suite de notre développement ainsi que leur méthode de calcul sont exposées dans le tableau 5.3.

Paramètre	Nom complet et description	Méthode de calcul	Interprétation	Source
TpkS2 (°C)	Température au maximum du pic S2, c'est-à-dire où le plus d'HC sont émis (pyrolyse)		Plus elle est élevée, plus l'échantillon contient de la MO thermiquement stable	Baudin (2024)
PC (% massique)	Carbone pyrolysé, c'est-à-dire émis pendant la phase de pyrolyse	PC = {(S1 + S2)*0,83 + (S3*12/44) + ((S3CO) + (S3'CO/2))*12/28}/10	Part du carbone organique mesuré pendant la phase de pyrolyse. Plus il est élevé, plus l'échantillon contient des composés thermocraquables, réputés peu décomposés et moins récalcitrants.	Hétényi et Nyilas (2014)
RC (% massique)	Carbone résiduel, c'est-à-dire émis pendant la phase d'oxydation	RC = {(S4CO*12/28) + ($S4CO_2$*12/44)}/10	Part du carbone organique mesuré pendant la phase d'oxydation. Plus il est élevé, plus l'échantillon contient des composés thermiquement récalcitrants.	Hétényi et Nyilas (2014)
COT (% massique)	Carbone organique total, c'est-à-dire émis durant les phases de pyrolyse et d'oxydation	COT = PC + RC	Proportion de carbone organique dans l'échantillon.	Baudin (2024)
IH (mg HC/g COT)	Indice d'hydrogène, H émis sous forme d'hydrocarbures durant la pyrolyse (plus précisément sous S2)	IH= (S2/COT)*100	Plus les valeurs sont élevées, plus la MO contient d'hydrogène. Il ne s'agit pas d'une mesure directe de la teneur en H de l'échantillon.	Baudin (2024)
IO (mg CO2/g COT)	Indice d'oxygène, O émis sous forme de CO_2 durant la pyrolyse	IO= (S3/COT)*100	Plus les valeurs sont élevées, plus la MO contient de l'oxygène. Il ne s'agit pas d'une mesure directe de la teneur en O de l'échantillon.	Baudin (2024)
T-50_S2	Température à laquelle 50 % des hydrocarbures ont été mesurés durant la pyrolyse	Aire sous le signal S2 entre le début de la montée en température (200 secondes) et la fin de la pyrolyse	Plus les valeurs sont élevées, plus l'échantillon est riche en composés organiques thermocraquables récalcitrants	
T-50_S3	Température à laquelle 50 % du CO_2 a été mesuré durant la pyrolyse	Aire sous le signal S3 entre le début de la montée en température (200 secondes) et 560°C	Plus les valeurs sont élevées, plus l'échantillon est riche en composés organiques oxydés récalcitrants (en faisant l'hypothèse que le sol ne contient pas de composés carbonatés thermocraquables en-deçà de 560°C).	Baudin (2024) ; Cécillon et al. (2018)
T-50_S4	Température à laquelle 50 % du CO_2 a été mesuré durant l'oxydation	Aire sous le signal S4 depuis le début de l'oxydation (0 seconde) jusqu'à 611°C	Plus les valeurs sont élevées, plus l'échantillon est composé de MO récalcitrante	

Tableau 5.3. Nom, description, mode de calcul et interprétation des paramètres dérivés des mesures Rock-Eval.
Ces paramètres sont utilisés pour interpréter les analyses Rock-Eval réalisées sur les sols bruts et les sols + enrobé bitumineux au début et à la fin de l'incubation 1 (INC1).

2.5.3. Analyses statistiques

Dans les incubations, les productions de CO_2 à TF des modalités avec et sans enrobé bitumineux ont été comparées au sein de chaque sol, grâce à un test non paramétrique de Wilcoxon. En outre, la corrélation des différents paramètres étudiés a été vérifiée en réalisant un test de corrélation de Spearman, à l'aide du logiciel R.

3. *Résultats*

3.1. Propriétés physico-chimiques des mélanges

3.1.1. COT des sols et mélanges : des écarts d'estimation selon les méthodes

Les estimations de carbone organique total pour les sols et l'enrobé bitumineux diffèrent selon les méthodes utilisées (Figure 5.10). Le COT-mètre (COT_mA et COT_mB) semble surévaluer le COT des sols industriels, en particulier I2. Cela pourrait être dû à une élimination incomplète des carbonates par l'acide phosphorique utilisé. En effet, celui-ci est dilué dans de l'eau déionisée, ce qui a pu l'empêcher d'humecter complètement l'échantillon de sol broyé du fait de l'hydrophobie de ces sols qui contiennent d'importantes quantités d'hydrocarbures. Quant à l'utilisation des valeurs de MOE pour calculer la masse de carbone bitumineux (82,2 % de cette MOE est constituée de carbone, Hunter et al., 2015), elle donne des résultats inférieurs de plus de 20 % aux valeurs obtenues par RE. En revanche, les valeurs de COT obtenues avec les 3 méthodes sont très proches pour les sols contenant une MO « naturelle », à savoir F, P et UD. Un premier constat est donc le risque de surévaluation du COT dans les sols plus anthropisés (I1 et I2) par le COT-mètre en cas de décarbonatation incomplète.

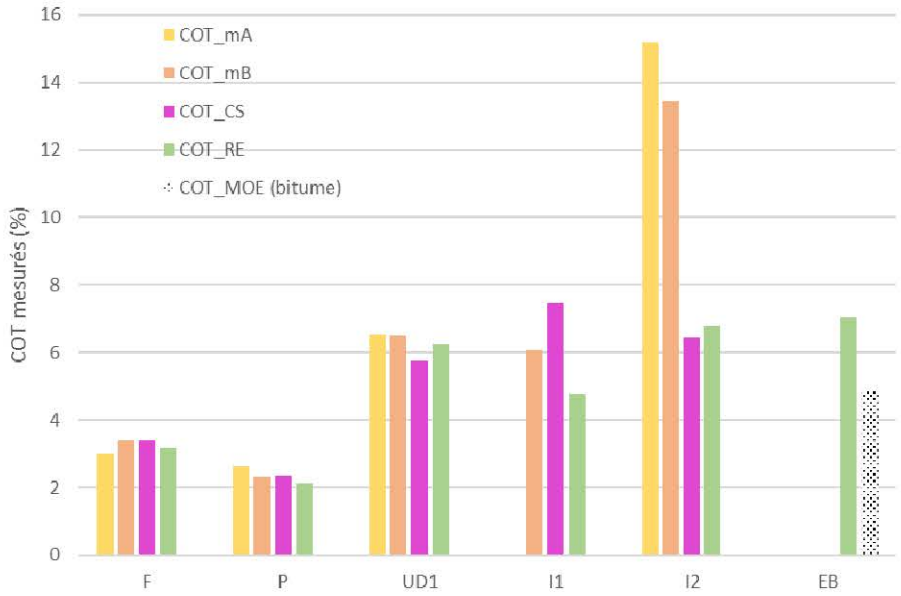


Figure 5.10. Valeurs de carbone organique total (%) obtenues avec les différentes méthodes de mesure pour les sols et enrobé bitumineux seuls.

COT_mA : premier dosage avec le COT-mètre (n=3); COT_mB : second dosage avec le COT-mètre (n=3) ; COT_CS : dosage réalisé par combustion sèche (n=1) ; COT_RE : dosage réalisé par Rock-Eval (n=1, sauf UD1 et EB où n=3) ; COT_MOE : dosage par calcul à l'aide des valeurs de matière organique extractible de l'échantillon d'enrobé bitumineux et des teneurs en carbone du bitume issues de la bibliographie. F : sol forestier ; P : sol prairial ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; I1 : sol industriel 1 ; I2 : sol industriel 2.

Ces différences sont également observées lorsque, à partir de ces valeurs de COT et des masses de sol et d'EB mélangées, les masses de carbone sont recalculées pour déterminer ce que devrait contenir chaque modalité (Figure 5.11). Les mesures directes du COT dans les mélanges sol + EB par combustion sèche (COT_CS) et Rock-Eval (COT_RE) sont très différentes : les valeurs COT_CS sont systématiquement supérieures à celles de COT_RE, sauf pour I2 où c'est l'inverse. Les valeurs mesurées par combustion sèche semblent incohérentes : l'enrichissement en COT est très élevé pour F, P et UD1 (bien supérieur à la masse de carbone bitumineux apporté) et l'appauvrissement en carbone est très important pour I1 et I2 lorsque de l'enrobé bitumineux est ajouté. Pourtant, pour I1 et I2, des quantités plus importantes d'enrobé bitumineux ont été ajoutées que dans F, P et UD. Cette différence n'augmente pas proportionnellement à la quantité d'EB présente dans le mélange, ce qui semble indiquer un défaut de capacité des méthodes de quantification utilisées en routine pour les sols naturels, à quantifier le carbone bitumineux (et donc fossile). En revanche, les masses de C obtenues en sommant celles du COT-mètre et celles déduites des mesure de MOE de l'EB sont proches des valeurs obtenues avec RE seul, ainsi que des valeurs obtenues en sommant le COT_CS ou COT_RE avec le COT_MOE. Cela montre d'une part la fiabilité de la méthode consistant à s'appuyer sur les valeurs de MOE et de COT des sols seuls pour quantifier le carbone organique contenu dans des mélanges de sol et d'enrobé bitumineux. D'autre part, le fait que le COT déduit de RE soit proche de valeurs obtenues avec les autres méthodes de calcul démontre une bonne aptitude de RE à estimer COT des sols contenant des MO de nature et d'origine très différentes. D'ailleurs, les masses de carbone obtenues avec RE directement sur les mélanges et celles obtenues en sommant les valeurs RE sur sol seul et enrobé bitumineux seul sont très proches, ce qui confirme cette bonne capacité de RE à quantifier lors d'une seule et même mesure les deux types de carbone.



Figure 5.11. Masses (g) de carbone organique des modalités contenant les sols avec de l'enrobé bitumineux dans l'incubation 1, calculées à partir des valeurs de carbone organique total des sols seuls et de l'enrobé bitumineux.

L'utilisation des valeurs de matière organique extractible pour calculer la masse de carbone bitumineux est indiquée par l'emploi de pointillés. Les colonnes ne contenant aucun motif correspondent aux valeurs de masses de carbone obtenues directement à partir des méthodes de mesure. L'utilisation des valeurs de COT provenant de la mesure RE pour calculer la masse de carbone bitumineux est indiquée par l'emploi de hachures. B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux.

Il semble donc raisonnable de faire confiance aux valeurs de COT acquises par RE, du fait de leur proximité avec les résultats obtenus avec d'autres méthodes. Dans la suite de ce chapitre, les valeurs de COT obtenues par RE seront simplement dénommées COT. Ainsi, en se basant sur ces valeurs, le carbone ajouté sous forme de bitume correspond, en carbone organique (CO) de bitume, à 33±3 % (écart-type) du COT des sols utilisés, sauf pour I2 où le carbone bitumineux ajouté représente 58 % du COT des sols. Les masses exactes de sol et d'EB mélangées ainsi que la part représentée par le carbone bitumineux dans les mélanges sont résumées dans le Tableau 5.4.

	Modalité	Sol	EB	Substrat	COT sol	COT EB	Corg sol	Corg EB	Corg EB/Corg substrat
		g			%		g		
INC1	F	25,0	0,0	25	3,18	0	0,79	0,00	-
	B_F	21,9	3,1	25	3,18	7,03	0,70	0,22	0,24
	P	25,0	0,0	25	2,11	0	0,53	0,00	-
	B_P	22,8	2,2	25	2,11	7,03	0,48	0,15	0,24
	UD1	25,0	0,0	25	6,22	0	1,56	0,00	-
	B_UD1	19,7	5,3	25	6,22	7,03	1,23	0,37	0,23
	I1	25,0	0,0	25	4,77	0	1,19	0,00	-
	B_I1	20,0	5,0	25	4,77	7,03	0,95	0,35	0,27
	I2	25,0	0,0	25	6,77	0	1,69	0,00	-
	B_I2	16,1	9,0	25	6,77	7,03	1,09	0,63	0,37
	B	0,0	25,0	25	0	7,03	0,00	1,76	1,00
INC2	F	25,0	0,0	25	3,18	0	0,79	0,00	-
	B_F	21,9	3,1	25	3,18	7,03	0,70	0,22	0,24
	ESB_F	21,9	3,1	25	3,18	0	0,70	0,00	-
	P	25,0	0,0	25	2,11	0	0,53	0,00	-
	B_P	22,8	2,2	25	2,11	7,03	0,48	0,15	0,24
	ESB_P	22,8	2,2	25	2,11	0	0,48	0,00	-

Tableau 5.4. Masses de sols et d'enrobé bitumineux mises à incuber.

Les valeurs pour l'enrobé bitumineux et le sol sont exprimées en masse sèche. EB : enrobé bitumineux ; INC1 : incubation n°1 ; INC2 : incubation n°2 ; F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux. ESB_F : sol forestier + enrobé sans bitume ; ESB_P : sol prairial + enrobé sans bitume.

3.1.2. Autres propriétés physico-chimiques des sols et mélanges

Toutes les propriétés des sols dopés avec l'enrobé bitumineux ont été impactées par cet ajout (Tableau 5.5). En présence d'EB, la texture des sols est plus grossière que celle des sols d'origine : c'est essentiellement dû à la fraction des sables grossiers dont le pourcentage a augmenté, au détriment des argiles et des limons (Figure 5.12).

Modalité		A	LF	LG	SF	SG	N total	$CaCO_3$ total	C total (CS)	COT (RE)	pH
		g.kg^{-1}									
Sols sans bitume	F	252	383	195	135	35	1,98	<1	33,95	31,78	5,29
	P	307	381	166	48	98	2,11	<1	23,60	21,14	6,65
	UD1	176	175	124	81	444	3,62	77	66,69	62,23	7,9
	I1	66	126	91	66	651	2,43	10	75,96	47,68	7,46
	I2	74	164	129	207	426	1,37	206	89,35	67,74	8,33
Sols avec bitume	B_F	206	326	174	134	160	2,02	9	59,84	35,47	5,78
	B_P	269	336	164	62	169	1,98	9	39,71	25,20	6,82
	B_UD1	157	144	102	81	516	3,70	80	81,53	64,86	7,9
	B_I1	54	97	66	107	676	1,69	21	64,24	40,66	7,52
	B_I2	58	99	83	169	591	0,96	163	80,21	66,95	8,4

Tableau 5.5. Propriétés physico-chimiques des sols dopés ou non avec de l'enrobé bitumineux.

Argiles (A), Limons fins (LF), Limons grossiers (LG), Sables fins (SF), Sables grossiers (SF), Azote total (N total). Les valeurs de carbone total ont été dosées par combustion sèche (CS), tandis que celles de carbone organique total (COT) ont été dosées par analyse Rock-Eval (RE). F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux.

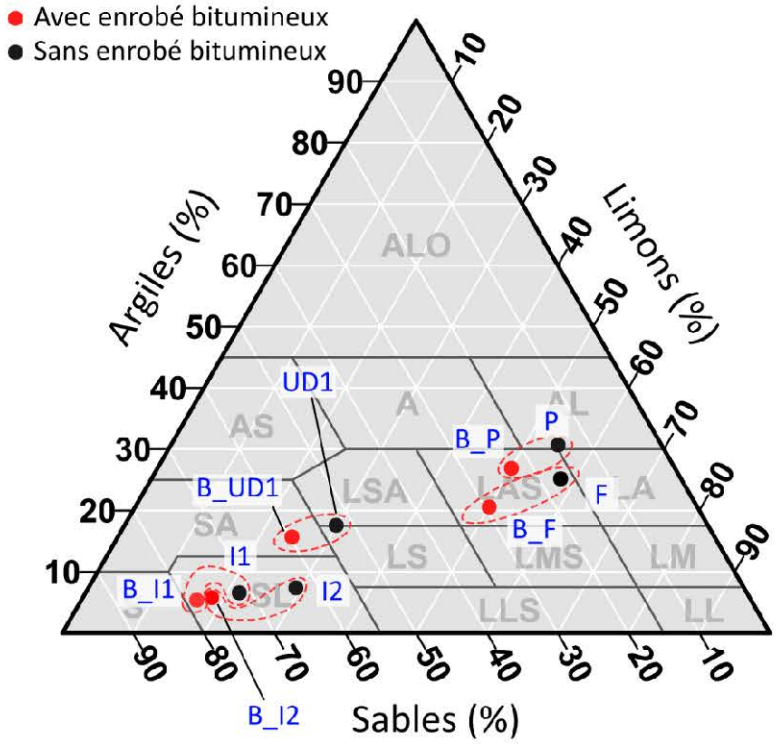


Figure 5.12. Texture des 10 modalités utilisées dans les essais d'incubation.

F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux.

L'apport d'enrobé bitumineux n'a pas un effet identique sur les taux d'azote total des différents sols. Pour F et UD1, les teneurs en N augmentent très légèrement, tandis que pour P, I1 et I2 elles diminuent, et ceci plus fortement pour I1 et I2 que pour P.

L'ajout d'enrobé bitumineux a également apporté des carbonates de calcium, au *prorata* des masses d'EB apportées, à l'exception du sol I2 présentant initialement une teneur élevée en carbonates de calcium et dont la teneur a baissé par effet de dilution.

Les valeurs de pH augmentent systématiquement avec l'ajout d'enrobé bitumineux, à l'exception du sol UD1 dont le pH reste inchangé après ajout d'EB (B_UD1). Les valeurs de pH augmentent de manière beaucoup plus importante dans les sols F et P que dans les sols I1 et I2.

3.2. Expériences d'incubations

3.2.1. Incubation 1 : INC1

Le suivi de la production de CO_2 (minéralisation) montre que les valeurs absolues de production de CO_2 sont les plus élevées dans les sol descellés (UD1 et B_UD1), suivis par les sols de prairie (P et B_P), les sols forestiers (F et B_F), les sols industriels (I1, I2, B_I1 et B_I2) et l'enrobé bitumineux seul (EB) (Figure 5.13). La production de CO_2 est plus importante pour les sols contenant de l'EB par rapport à ceux n'en contenant pas (B_F, B_P, B_I1 et B_I2). C'est dans le sol forestier que l'écart absolu est le plus important à la fin de l'incubation : la modalité contenant de l'enrobé bitumineux émet 0,07g de CO_2 en plus que son homologue n'en contenant pas. Il y a seulement dans le sol urbain descellé 1 que le sol brut (UD1) montre une respiration plus importante que la modalité avec ajout d'enrobé bitumineux (B_UD1), à partir du 30e jour d'incubation. Les courbes des sols forestier (F et B_F) et de prairie (P et B_P) montrent une inflexion de la pente de production de CO_2 après quelques jours d'incubation, à l'inverse des sols UD1 et B_UD1 qui montrent des pentes de production de CO_2 quasiment linéaires pendant toute la durée de l'expérience. Les sols industriels montrent une dynamique de minéralisation assez similaire aux sols UD1 (comportement linéaire), avec toutefois une inflexion plus marquée pour B_I2 par rapport à B_I1. La dynamique de production de CO_2 pour l'enrobé bitumineux seul (EB) affiche un profil linéaire.

Si on adopte une autre manière de considérer les données de production de CO_2, en rapportant les cumuls de CO_2 à la masse de COT de chaque modalité (Figure 5.14), ce sont les modalités P et B_P qui produisent le plus de CO_2, suivi par F, B_F, UD1 et B_UD1. Cette production de CO_2 plus importante des modalités prairie et forêt (contenant de l'enrobé bitumineux ou non) s'explique par les plus faibles teneurs en carbone organique dans les sols initiaux (respectivement 2,11 % et 3,18 %) par rapport au sol urbain descellé 1 (6,22 %). De la même manière, les écarts entre les modalités avec et sans enrobé bitumineux sont beaucoup plus réduits dans la prairie, où la différence à la fin de l'incubation (TF) entre les modalités avec et sans enrobé bitumineux n'est plus significative. Cette différence se réduit également dans les sols forestier (F et B_F) et industriel 2 (I2 et B_I2) tout en restant significative. Quel que soit le mode de représentation, les sols des modalités avec EB émettent plus de dioxyde de carbone que celles sans EB.

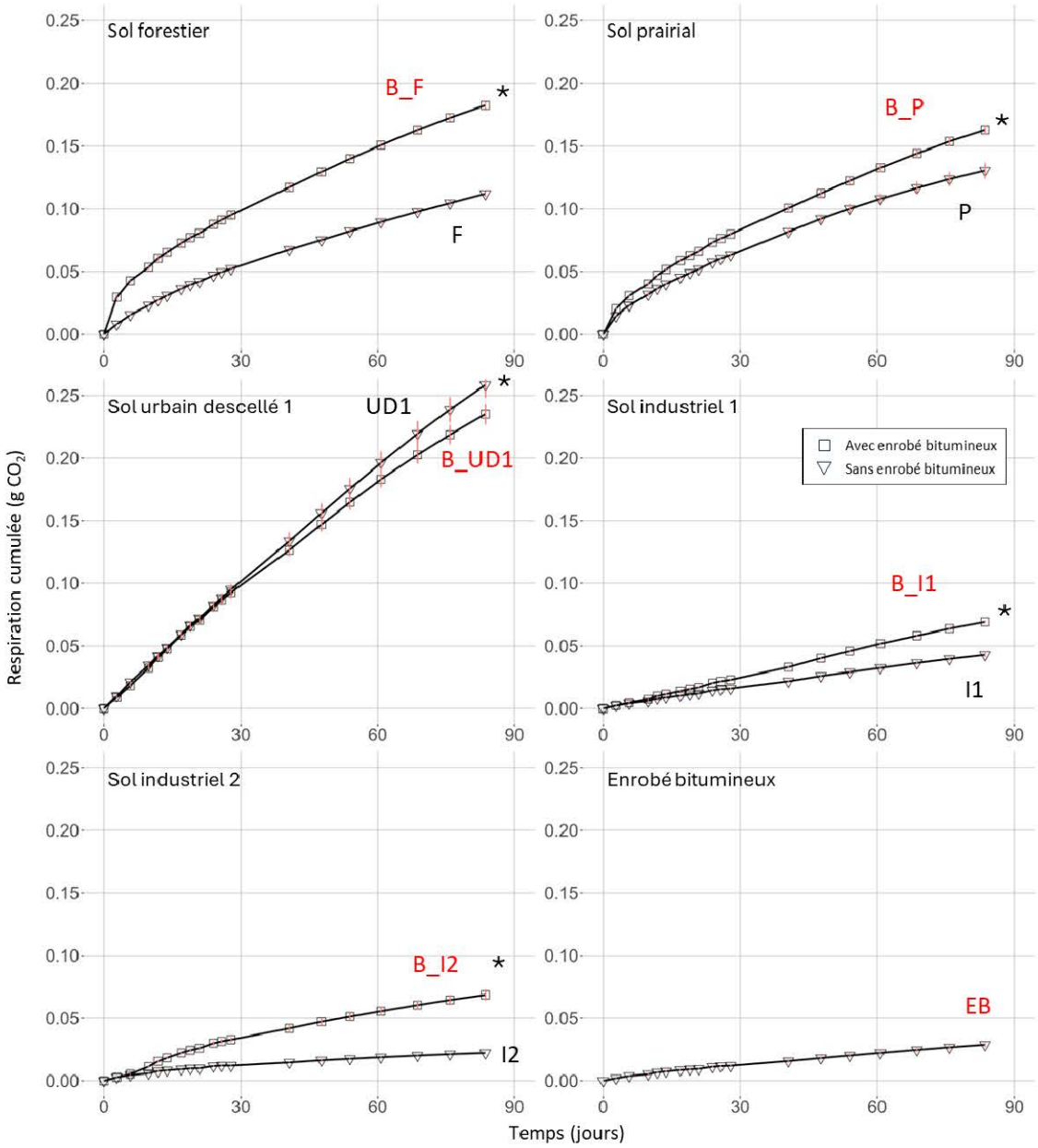


Figure 5.13. Quantités totales de CO_2 (g) produites lors de l'incubation 1 (INC1).

*Les barres d'erreur (en rouge) correspondent à l'écart-type (n=4) ; * : Significativité du test de Wilcoxon, p-valeur < 0,05. F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux.*

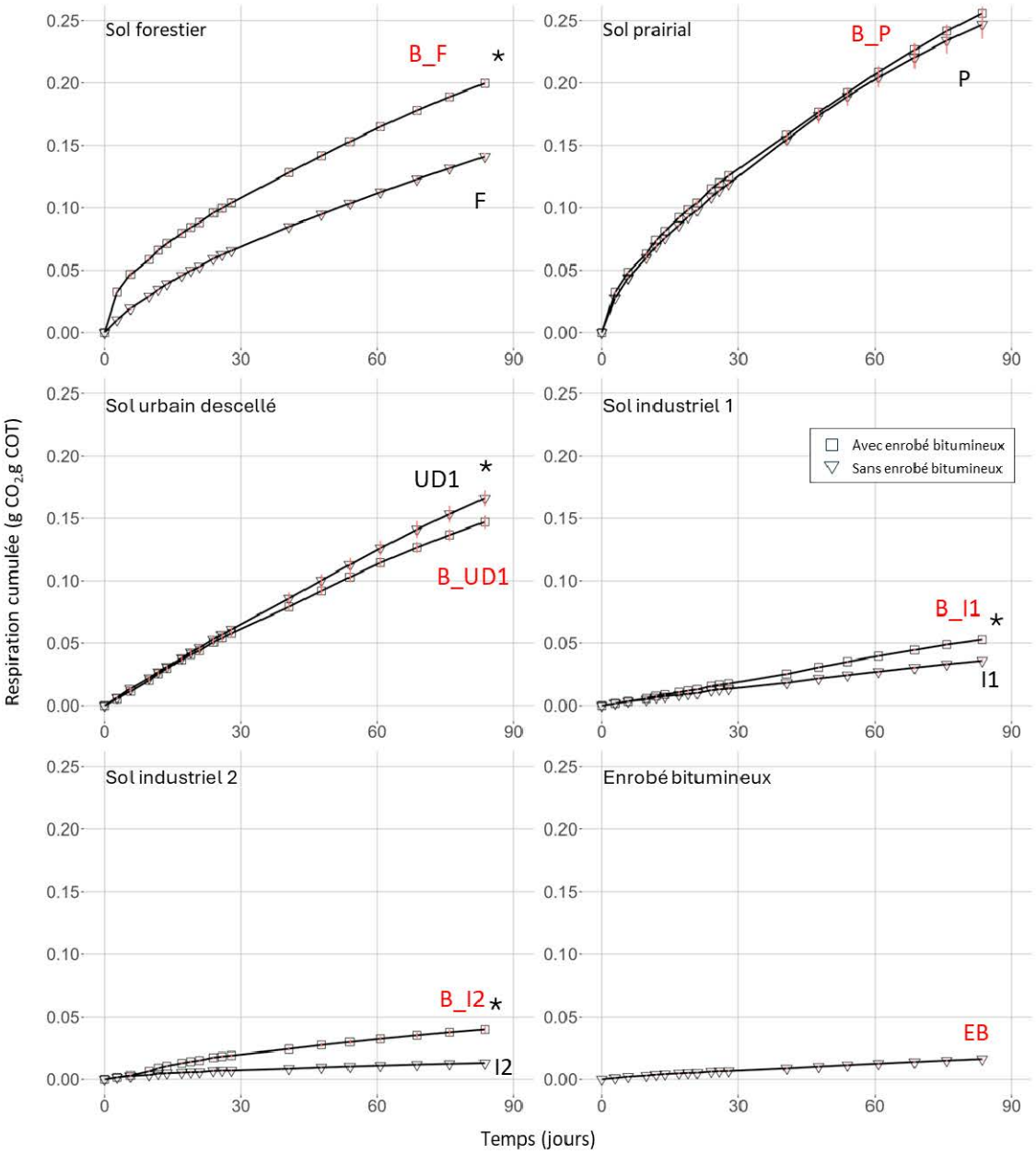


Figure 5.14. Quantités totales de CO_2 (g) produites, rapportées au COT de chaque modalité, au cours de l'incubation 1 (INC1).

*Les barres d'erreur (en rouge) correspondent à l'écart-type (n=4) ; * : significativité du test de Wilcoxon, p-valeur < 0,05. F : F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD 1: sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux.*

3.2.2. Incubation 2 : INC2

Les incubations INC2 ont été réalisées afin de s'assurer que le CO_2 supplémentaire observé dans INC1 pour les modalités sols + EB provient de la dégradation du bitume. Nous avons ainsi voulu vérifier si du CO_2 en quantités similaires pouvait être produit en mélangeant le sol avec la même masse d'enrobé bitumineux (possédant notamment la même granulométrie), mais débarrassé de son bitume (ESB,

enrobé sans bitume) via une extraction préalable au solvant. Les essais INC2 ont duré 99 jours, soit 13 jours de plus que INC1.

Les résultats de production de CO_2 (Figure 5.15a) pour INC2 sont très proches de celles réalisées dans le cadre de l'incubation 1 (INC1 - section 3.2.1) pour les modalités déjà testées. En revanche cette deuxième série d'incubation (INC2) montre de très faibles différences à la fin de l'expérience (TF), entre les sols mélangés avec de l'enrobé bitumineux (lignes pleines) et les sols mélangés avec le matériau identique mais sans bitume (ESB, lignes tiretées). Ces faibles différences sont indiquées comme significatives (p-valeur < 0,05) pour toutes les modalités du sol forestier, et non-significatives pour toutes celles du sol prairial.

Assez logiquement, lorsque l'on rapporte ces valeurs de production à la quantité de carbone présente dans chaque modalité (Figure 15b), c'est la modalité qui contient le moins de carbone, c'est-à-dire celle où le bitume a été extrait (ESB), qui possède le plus haut taux de production de CO_2. Toutes les différences observées sont significatives dans le sol forestier, et seule la différence entre la modalité où le bitume a été extrait et le sol seul est significative dans le sol prairial (p-valeur < 0,05).

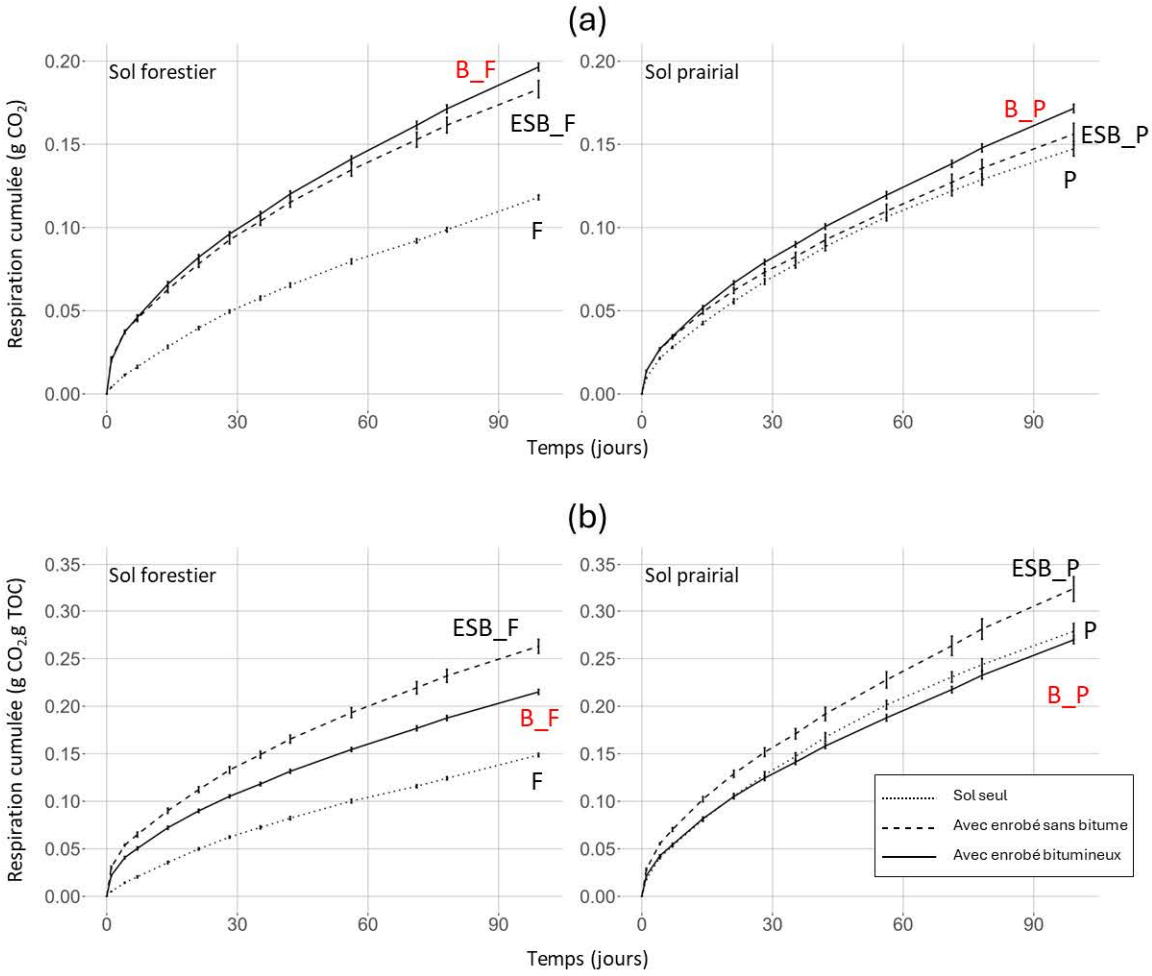


Figure 5.15. (a) Quantités totales de CO_2 (g) produites et (b) quantités totales de CO_2 (g) produites rapportées au COT de chaque modalité dans le cadre de la deuxième série d'incubation (INC2).
Les barres d'erreur (en noir) correspondent à l'écart-type (n=4) ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; ESB_F : sol forestier + enrobé sans bitume ; F : sol forestier ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; ESB_P : sol prairial + enrobé sans bitume ; P : sol prairial.

3.2.3. Analyses Rock-Eval sur les échantillons de INC1

Les analyses Rock-Eval ont été réalisées sur les échantillons de l'incubation 1 au début (T0) et à la fin (TF) de l'incubation.

3.2.3.1. Teneurs en carbone organique total

L'ajout d'EB aux différents sols a eu pour conséquence l'augmentation de la teneur en carbone organique total (COT) des mélanges, excepté pour B_I1 dont le COT a diminué, ainsi que B_I2 plus légèrement (Figure 5.16). Les valeurs de COT de l'enrobé bitumineux étant supérieures aux valeurs de COT de ces sols, la substitution de sol par un matériau plus chargé en COT devrait mécaniquement se traduire par une augmentation du COT du mélange qui en résulte. A ce stade, aucune explication ne pourrait justifier cette incohérence pour B_I1. A l'issue de INC1, une partie des modalités (7 sur 11) enregistre une diminution de la teneur en COT des sols, comprise entre -0,04 % (B_P) et -1,34 % (I1). L'autre partie des sols (P, B_I1, I2 et B_I2) enregistre des hausses de leur COT, comprises entre 0,01 % (P) et 1,3 % (I2).

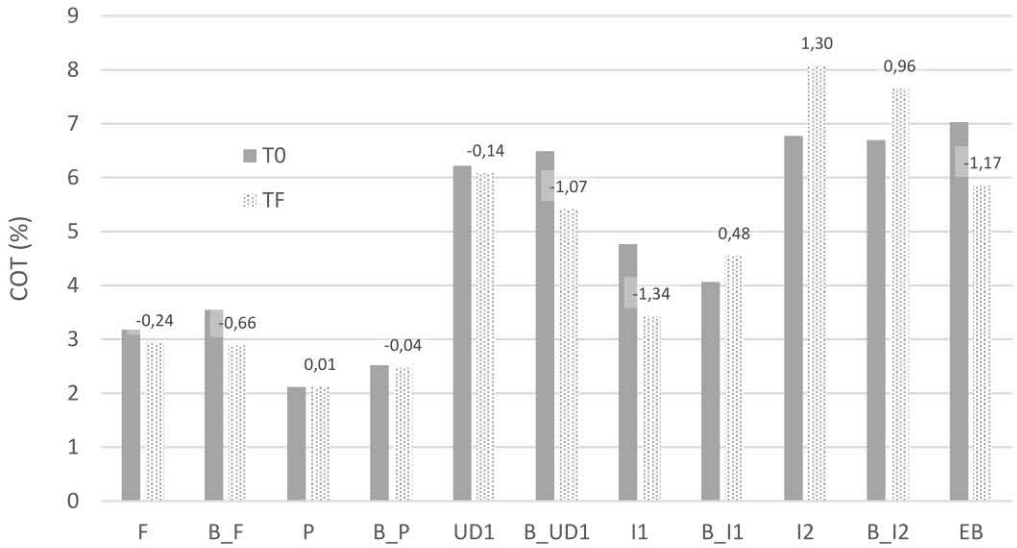


Figure 5.16. Teneurs en carbone organique total (COT) de chaque modalité au démarrage (T0) et à la fin (TF) des incubations INC1.

Les valeurs affichées correspondent aux évolutions de ces valeurs entre T0 et TF. F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux. Pour toutes les modalités n=1, sauf UD1, B_UD1 et EB où n=3.

Afin de s'assurer que la diminution de COT observée pour la majorité des échantillons est imputable à la minéralisation du carbone organique au cours de l'incubation, un bilan de masse a été réalisé. Pour ce faire, les masses de carbone minéralisées au cours de l'incubation (INC1) sont soustraites aux masses initiales de carbone présentes dans les substrats, calculées à partir des données Rock-Eval à T0 (COT des sols seuls et des sols avec enrobé bitumineux). Les masses totales de carbone qui en résultent sont celles attendues à l'issue de l'incubation (axe des ordonnées de la figure 5.17), dans l'hypothèse que l'entièreté des diminutions de COT observées ont bien été mesurées sous forme de CO_2. Ces valeurs peuvent ensuite être comparées aux masses de carbone de chaque modalité, calculées avec les données COT du Rock-Eval à la fin de l'incubation (TF) (axe des abscisses de la figure 5.17).

Sur les 7 modalités qui présentent une diminution de COT à TF, quatre (B_F, I1, B_UD1 et EB) semblent avoir perdu plus de carbone que les pertes enregistrées par les seules mesures de CO_2 durant l'incubation. En revanche, les analyses Rock-Eval donnent des valeurs de COT proches de ce qui était attendu pour P, B_P, F et UD1, laissant penser que les pertes en carbone enregistrées pour ces sols l'ont essentiellement été sous forme de CO_2. Les autres modalités (B_I1, B_I2 et I2) semblent avoir perdu moins de carbone que les pertes enregistrées par les seules mesures de CO_2.

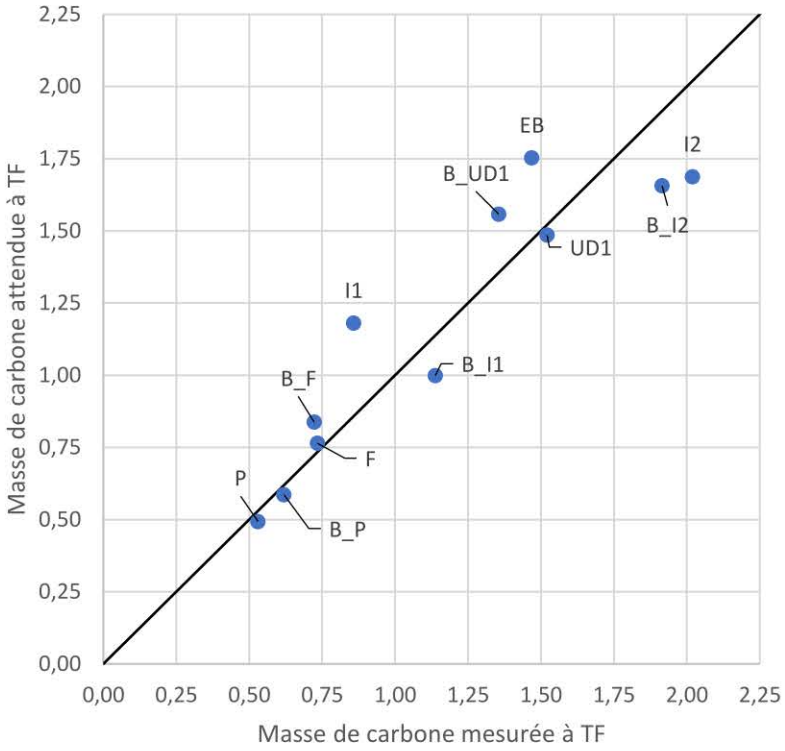


Figure 5.17. Comparaison des masses de carbone calculées à partir des valeurs de carbone organique total mesurée par analyse Rock-Eval à TF (abscisses), et des masses de carbones calculées à partir des valeurs de carbone organique total mesures par analyse Rock-Eval à T0, auxquelles sont soustraites les quantités totales de CO_2 respirée à l'issue de l'incubation (ordonnées).

F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux.

3.2.3.2. Carbone émis lors des analyses Rock-Eval : pyrolyse (PC) et oxydation (RC)

Les proportions de PC et de RC déterminées par analyses Rock-Eval (Figure 5.18) montrent que l'apport d'EB dans les sols se traduit systématiquement par une augmentation de la fraction pyrolysable au sein des mélanges. L'EB seul est d'ailleurs la seule modalité où le carbone relâché au cours de la pyrolyse est prépondérant par rapport au carbone issu de la combustion, ce qui explique l'augmentation des modalités contenant l'enrobé bitumineux en fraction pyrolysable, par rapport aux sols bruts.

Entre le début et la fin de l'incubation, la plupart des modalités (sauf I1) affichent une diminution du PC, au profit du RC réputé thermiquement plus stable : l'incubation a donc conduit à un déplacement d'une partie de la MO vers ce pool récalcitrant. Pour I1 l'augmentation légère du carbone pyrolysable (+ 3%) à la fin de l'incubation indiquerait une déstabilisation de sa MO.

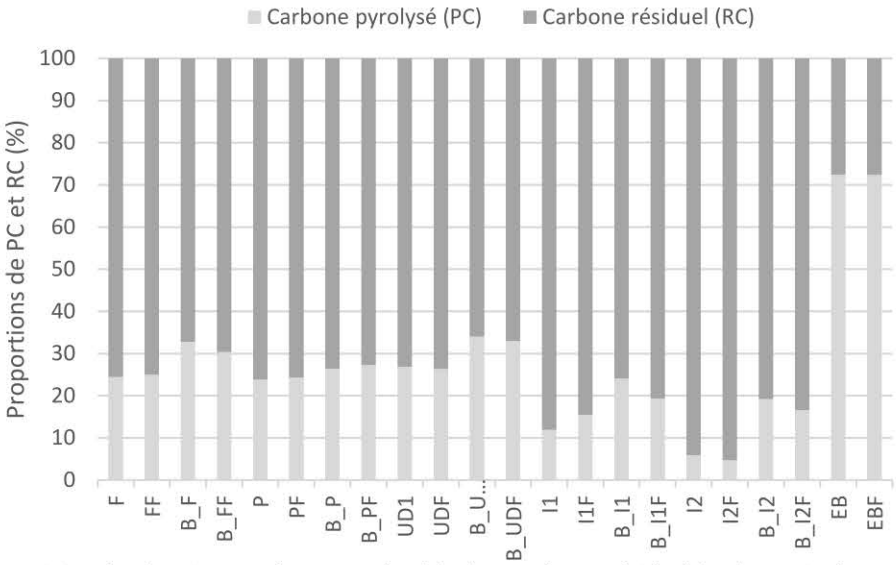


Figure 5.18. Répartition des fractions carbone pyrolysé (PC) et carbone résiduel (RC) au sein du COT (obtenu par analyse Rock-Eval de chaque modalité au début (T0) et à la fin (TF) de l'incubation INC1.

F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux ; absence de suffixe : début de l'incubation (T0) ; présence du suffixe « F » : fin de l'incubation (TF).

3.2.3.3. Indices hydrogène (IH) et oxygène (IO)

Les indices IH et IO permettent de tracer un pseudo-diagramme de van Krevelen (Figure 5.19). Les différentes modalités sont dispersées sur une large gamme de valeurs d'IH et IO, les plus extrêmes étant l'enrobé bitumineux seul après incubation (EBF - IH de 791 et IO de 6, non représenté) et le sol de prairie après incubation (PF - IH de 154 et IO de 257). L'enrobé bitumineux seul n'évolue quasiment pas entre le début et la fin de l'incubation.

Les sols ne contenant pas d'EB ont un IO plus élevé à TF (figuré par un triangle sur le diagramme) qu'à T0 (à l'exception de I2F), comme l'indique le décalage vers la droite des échantillons TF. Cela est une indication de l'oxydation de leur matière organique au cours de l'incubation. Leur IH diminue légèrement entre T0 et TF (UD1F, I2F), reste inchangé (FF, PF) ou augmente (I1F).

Pour les échantillons contenant de l'enrobé bitumineux (en rouge sur le diagramme), leur IO augmente également à l'issue de l'incubation, sauf pour les sols industriels (B_I1F et B_I2F) pour lesquels l'IO se décale vers la gauche. Leur IH diminue également à TF, sauf pour B_UD1F et B_PF pour lesquels les variations sont infimes.

Indice oxygène : les IO des modalités sans enrobé bitumineux sont systématiquement plus élevés que ceux des modalités avec enrobé bitumineux, probablement parce que l'ajout d'EB y diminue la proportion de MO oxydée (effet de dilution), en la remplaçant par une MO riche en hydrocarbures (comme le montre l'IH très élevé dans l'enrobé bitumineux pur). Entre le début et la fin de l'expérimentation, les sols de prairie et urbain descellé 1 contenant de l'EB montrent une augmentation plus marquée en IO que leurs homologues n'en contenant pas. Au sein du sol forestier les écarts sont identiques. Pour les sols industriels en revanche, la diminution de l'IO est plus importante dans la modalité sans enrobé bitumineux que dans la modalité en contenant pour I1, et sensiblement identique dans le sol industriel 2.

Indice hydrogène : le IH des sols ne contenant pas d'enrobé bitumineux sont systématiquement plus faibles que ceux en contenant. L'évolution de ces IH entre T0 et TF sont semblables pour les échantillons avec et sans enrobé bitumineux, sauf pour le sol forestier avec EB dont l'IH diminue légèrement à TF, au contraire de son homologue sans enrobé bitumineux dont l'IH reste identique.

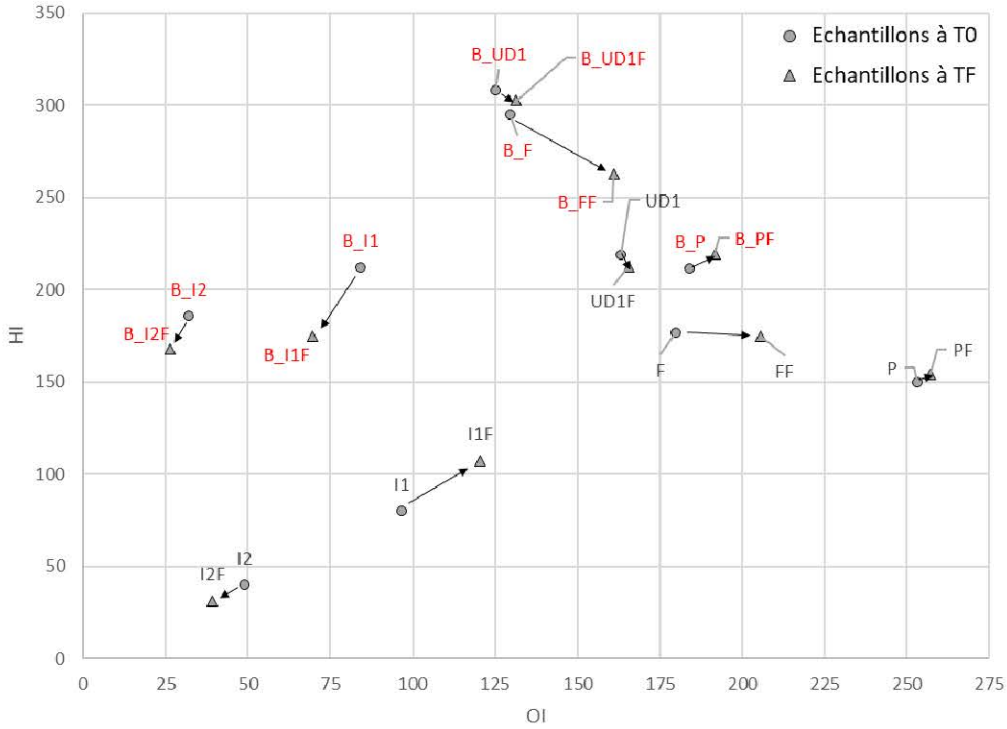


Figure 5.19. Pseudo-diagramme de Van Krevelen présentant les valeurs d'indice hydrogène (IH) et oxygène (IO) déduites des analyses par pyrolyse Rock-Eval.

Les sols bruts sont écrits en noir et les sols dopés avec l'enrobé bitumineux sont écrits en rouge. Les échantillons en début d'incubation (T0) sont figurés par un point et ceux à la fin de l'incubation (TF) sont figurés par un triangle. F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; absence de suffixe : début de l'incubation (T0) ; présence du suffixe « F » : fin de l'incubation (TF). Le sens des flèches indique l'évolution des échantillons entre T0 et TF.

3.2.3.4. Exploitation des thermogrammes de pyrolyse (pics S1, S2 et S3)

Les thermogrammes RE des différentes modalités au début et à la fin des incubations INC1 peuvent être représentées en fonction du temps. Cette représentation permet de rendre compte de l'effet des isothermes sur le relargage des composés organiques. L'évolution des températures de pyrolyse sont représentées en rouge (axe de droite) sur chacune des figures. Tous les thermogrammes sont normalisés en fonction de la masse d'échantillon analysée (mg). L'axe des ordonnées est donc exprimé en unités d'absorbance par mg d'échantillon ($UA.mg^{-1}$).

Signal S1

Le signal S1 est formé par les hydrocarbures (HC) thermo-désorbés (aussi dits « libres », Baudin, 2024) pendant les 3 minutes et 20 secondes que dure l'isotherme à 300°C. Ils sont libérés à des températures relativement limitées et ne sont donc pas le résultat d'un craquage thermique.

EB : le pic du signal S1 (Figure 5.20) de l'enrobé bitumineux pur est le plus élevé de toutes les modalités.

Sols seuls : parmi les pics S1 des sols sans EB, UD1 a le plus élevé de tous, suivi par F, I1 et I2 dont les pics S1 sont proches, puis par P qui possède le plus faible. Entre le début et la fin de l'incubation, les S1 des sols seuls restent à des valeurs quasiment identiques.

Sols avec EB : dans les échantillons contenant de l'enrobé bitumineux, les pics S1 sont plus élevés que les sols seuls correspondants (sauf pour le sol prairial). C'est B_UD1 qui possède le plus élevé, talonné par B_I2, puis B_I1, B_F et enfin B_P. Ces pics évoluent tous à la baisse entre T0 et TF, à l'exception du S1 de B_PF dont la hauteur reste inchangée à TF par rapport à T0. Ainsi, la diminution de l'intensité de ce pic S1 traduit une baisse de la concentration en hydrocarbures libres au cours du temps dans les échantillons contenant de l'EB (sauf pour le sol prairial).

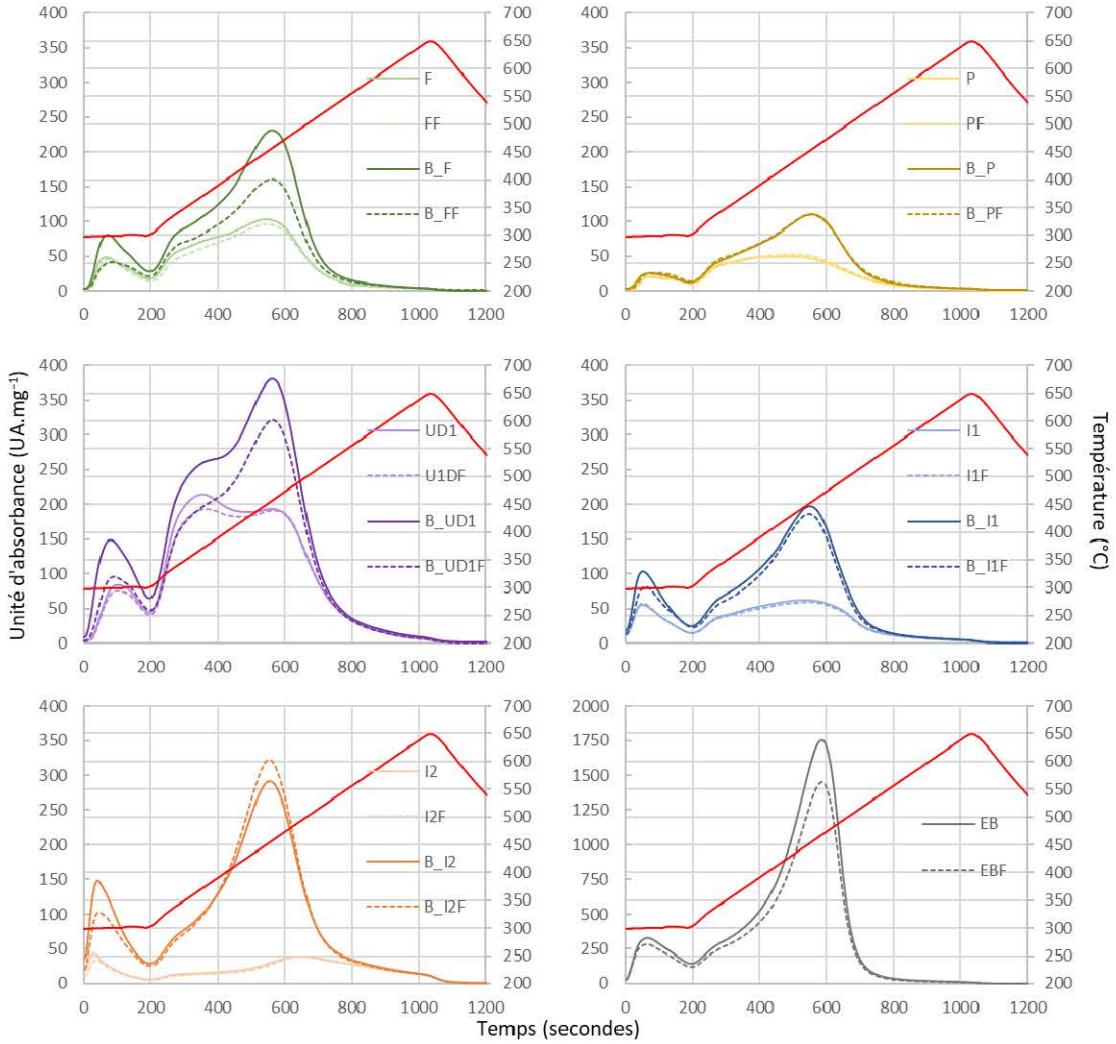


Figure 5.20. Signaux S1 et S2 des 11 modalités d'incubation, en unité d'absorbance par milligramme d'échantillon (UA.mg^{-1}).

La courbe rouge représente l'évolution de la température du four de pyrolyse. La limite entre S1 et S2 est située à la fin de l'isotherme 300°C (200 secondes). F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux ; absence de suffixe : début de l'incubation (T0) ; présence du suffixe « F » : fin de l'incubation (TF). Pour toutes les modalités n=1, sauf UD1, B_UD1 et EB où n=3 (répétitions analytiques).

Signal S2

Le signal S2 correspond au thermo-craquage des composés organiques au cours de la pyrolyse. La température à laquelle il atteint son pic (TpkS2) (Figure 5.21) indique la proportion de MO thermiquement récalcitrante : plus il est élevé dans un échantillon, plus la part de MO récalcitrante qu'il contient est importante.

Sols seuls : les sols bruts ont des profils S2 bien différenciés. I2 a le profil le plus aplati, en cohérence avec sa faible part de carbone pyrolysé (PC) (Figure 5.18). Il affiche la valeur de TpkS2 la plus élevée de toutes les modalités (489°C), indication de la grande stabilité thermique de son carbone (Figure 5.21). I1 possède un profil légèrement moins aplati que I2, avec une proportion plus importante de composés libérés à plus faible température que ce dernier (plus faible TpkS2). Cela est possiblement lié à la nature mixte de sa MO, pour partie d'origine naturelle (sol en parcelles depuis 2005 avec de la végétation) et pour partie d'origine anthropique (coke, goudron, charbon). Il possède étonnamment un profil proche de celui du sol prairial, dont la proportion de composés thermocraquables à haute températures est cependant plus faible avec un TpkS2 de seulement 424°C (Figure 5.21). Le sol forestier a un profil plus « marqué » que ces trois derniers (Figure 5.20), avec une TpkS2 bien discernable (450°C). Enfin, le sol urbain descellé 1 possède le profil le plus intense de tous les sols, avec une MO thermiquement instable prédominante, puisque sa TpkS2 est de seulement 371°C.

Entre T0 et TF, seuls FF et UD1F voient l'intensité de leur signal diminuer légèrement, essentiellement dans la partie située à gauche de leur profil, soit dans le domaine de la MO la moins stable thermiquement. Ces mêmes modalités voient en revanche leurs TpkS2 inchangées à TF, à la différence de PF, I1F et I2F pour lesquelles la TpkS2 augmente légèrement à la fin de l'incubation. Cela traduit une légère augmentation de la part de MO thermiquement stable à TF pour ces modalités.

Sols + EB : l'ensemble des signaux S2 diminue très fortement lorsque de l'enrobé bitumineux est ajouté au sol : cela vient uniformiser leur profil ainsi que leur température de TpkS2 autour de 455°C (Figure 5.20, ligne rouge). Cette uniformisation se fait à la hausse pour P, UD, F et I1, mais à la baisse pour I2. Il faut également noter que le TpkS2 de l'EB seul est supérieur (468°C). L'ajout d'EB est donc, comme attendu, perceptible par l'augmentation de la quantité de MO récalcitrante.

A l'issue de l'incubation, le pic principal dû à l'ajout d'enrobé bitumineux décroît dans 4 des 6 modalités (B_FF, B_UD1F, B_I1F et EBF). Il reste inchangé dans B_P, et augmente en intensité pour I2. La hauteur des autres pics présents au sein du signal S2 décroît également dans ces modalités contenant de l'enrobé bitumineux. Cette évolution au cours du temps est beaucoup plus marquée dans les échantillons avec EB que dans les échantillons sans, ce qui est une indication que la résistance thermique de l'enrobé semble impactée par l'incubation.

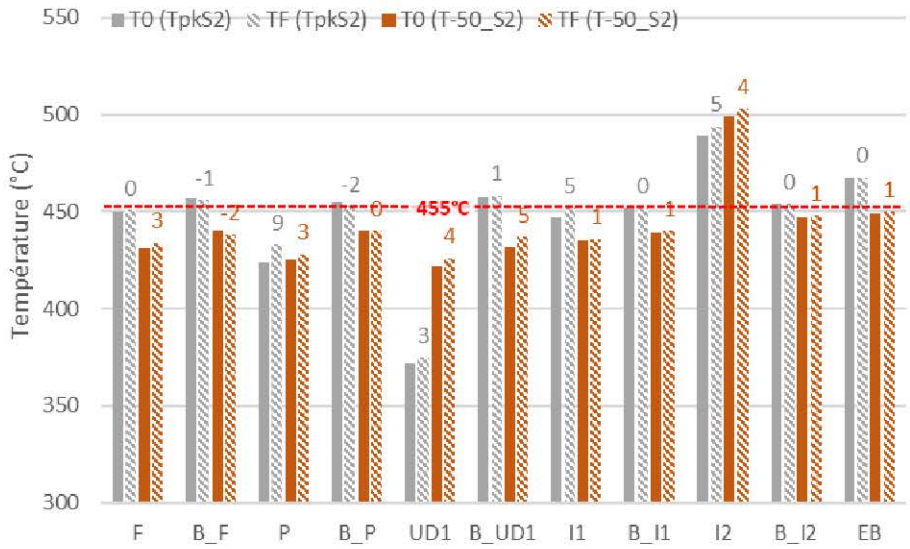


Figure 5.21. Évolutions des paramètres températures (°C) au maximum du pic S2 (TpkS2) et températures (°C) à la moitié du signal S1&S2 (T-50_S2).

La ligne rouge représente la température moyenne à T0 et TF de TpkS2 des échantillons contenant de l'enrobé bitumineux (455°C). Les valeurs affichées au sommet des barres correspondent aux évolutions de TpkS2 (en gris) et de T-50_S2 (en orange) entre T0 et TF. F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux ; absence de suffixe : début de l'incubation (T0) ; présence du suffixe « F » : fin de l'incubation (TF). Pour toutes les modalités n=1, sauf UD1, B_UD1 et EB où n=3 (répétitions analytiques).

Paramètre T-50_S2

Le paramètre T-50_S2 correspond à la température à laquelle 50 % des hydrocarbures ont été relâchés durant la pyrolyse (Figure 5.21), en excluant les émissions du signal S1 (isotherme de 300°C). Une température T-50_S2 élevée traduit une stabilité thermique importante de la matière organique.

Les sols bruts ont des T-50_S2 plus faibles que les sols contenant de l'enrobé bitumineux, à l'exception de I2. Pour ce dernier, la diminution du T-50_S2 par rapport au sol brut (I2) suggère que la MO de ce sol est thermiquement plus stable que l'EB rajouté.

Entre T0 et TF, le T-50-S2 augmente faiblement pour tous les sols seuls. Pour les modalités avec enrobé bitumineux, ce paramètre n'évolue pas, sauf pour B_UD1 où le T-50_S2 augmente de 5°C. Ces augmentations, lorsqu'il y en, sont une indication d'une légère augmentation de la récalcitrance thermique de la MO au cours de l'incubation.

L'enrobé bitumineux seul (EB) subit une diminution de la hauteur de sa TpkS2 entre T0 et TF, indiquant que sa stabilité thermique évolue indépendamment de sa présence dans un sol. Pour mieux appréhender les conséquences d'un enfouissement dans le sol sur la stabilité du bitume de l'enrobé, il est intéressant de pondérer l'évolution observée des signaux S1 et S2 des différentes modalités, avec l'évolution de l'enrobé bitumineux incubé seul, en considérant ce dernier comme représentant le « seuil minimal » d'évolution du carbone bitumineux. La masse d'EB présente dans toutes les modalités étant connue, il est possible de pondérer les signaux S1 et S2 de l'EB incubé seul, par la masse d'enrobé bitumineux présente en mélange avec les sols. Cela permet, pour chaque sol, de séparer l'évolution de la stabilité thermique de l'échantillon imputable à l'évolution « intrinsèque » de l'enrobé bitumineux,

de celle imputable à son séjour dans chaque sol. En parallèle, au sein de chaque sol, les courbes des modalités sans enrobé bitumineux ont été soustraites aux signaux des modalités avec enrobé bitumineux. Les résultats de ce traitement sont présentés dans la figure 5.22.

Pour S1, seules les modalités B_F, B_UD1 et B_I1 affichent une aire de taille plus importante que l'enrobé bitumineux seul, ce qui laisse penser que le mélange de l'enrobé bitumineux avec ces sols a permis de diminuer davantage la quantité d'hydrocarbures libres entre T0 et TF que l'EB seul. Pour S2, seules les modalités B_F et B_UD1 affichent des aires de taille supérieure aux aires de l'EB seul. Là encore, cela veut dire qu'une part de l'évolution du signal S2, semble devoir être attribuée à l'action du sol lui-même et non à l'évolution « intrinsèque » (c'est-à-dire en absence de sol) de l'enrobé bitumineux.

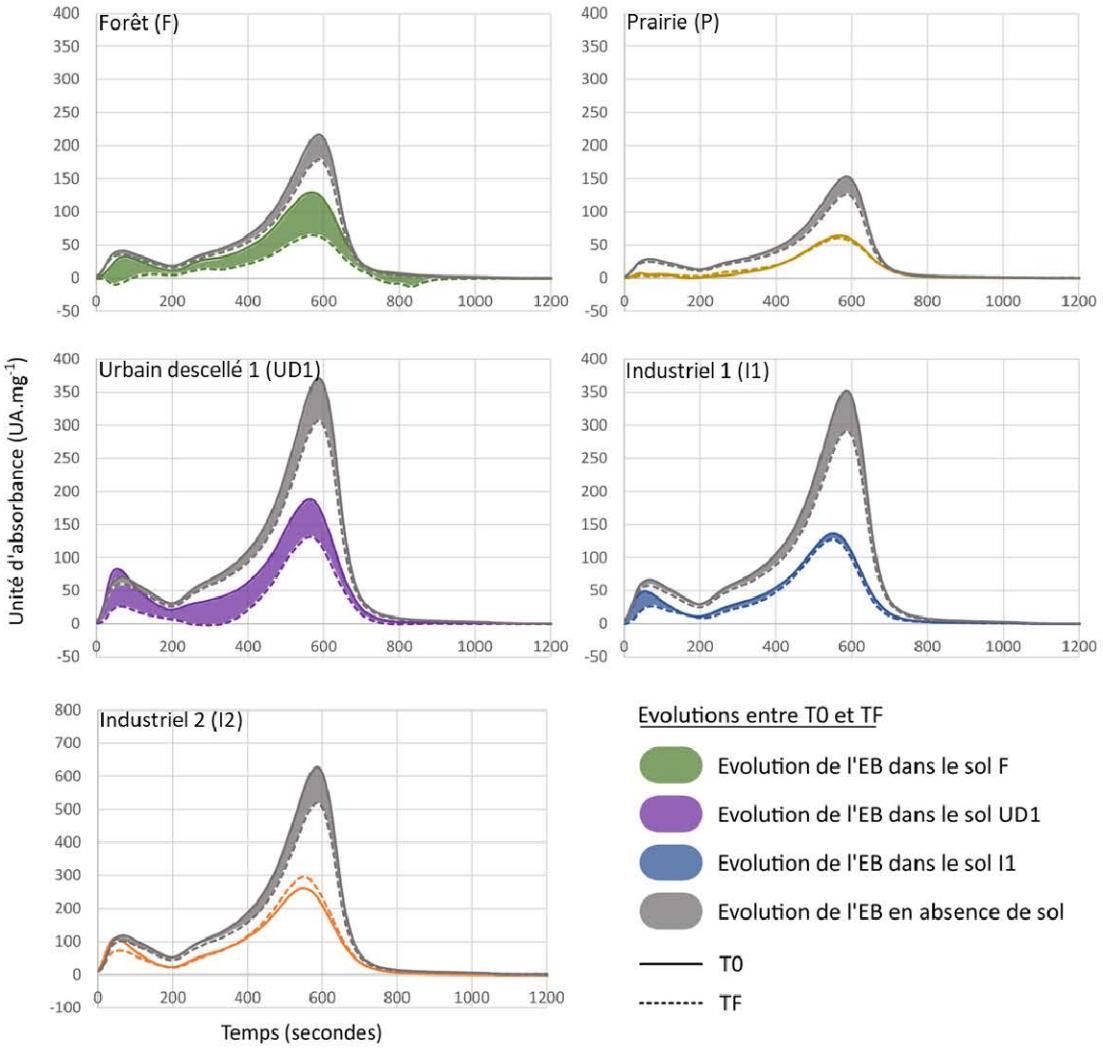


Figure 5.22. Isolement de la contribution de l'enrobé bitumineux (EB) aux signaux S1 et S2 des 5 modalités avec enrobé bitumineux.

Les courbes colorées sont issues de la soustraction des valeurs d'unité d'absorbance des échantillons sans EB aux valeurs des échantillons avec EB. Les courbes grises sont issues de la pondération, en fonction de la masse d'enrobé bitumineux contenue dans chaque modalité, des signaux S1 et S2 de l'enrobé bitumineux incubé seul. Les aires colorées visibilisent la diminution du signal entre T0 et TF au sein de chaque échantillon.

Signal S3

Le signal S3 (Figure 5.23) est formé par la libération des composés oxygénés (ici du CO_2) contenus dans la MO au cours de la phase de pyrolyse, mesurés par un détecteur infrarouge. Il est le résultat de la dégradation des liaisons entre les atomes d'oxygène et les atomes de carbone (Baudin, 2024). On considère que les émissions de CO_2 ayant lieu avant 560°C sont imputable à la dégradation de la MO, et celles après 560°C au craquage des carbonates contenus dans l'échantillon. Le signal après 560°C (seuil signalé par des pointillés rouges sur chaque graphique) correspond donc à la contribution du carbone inorganique.

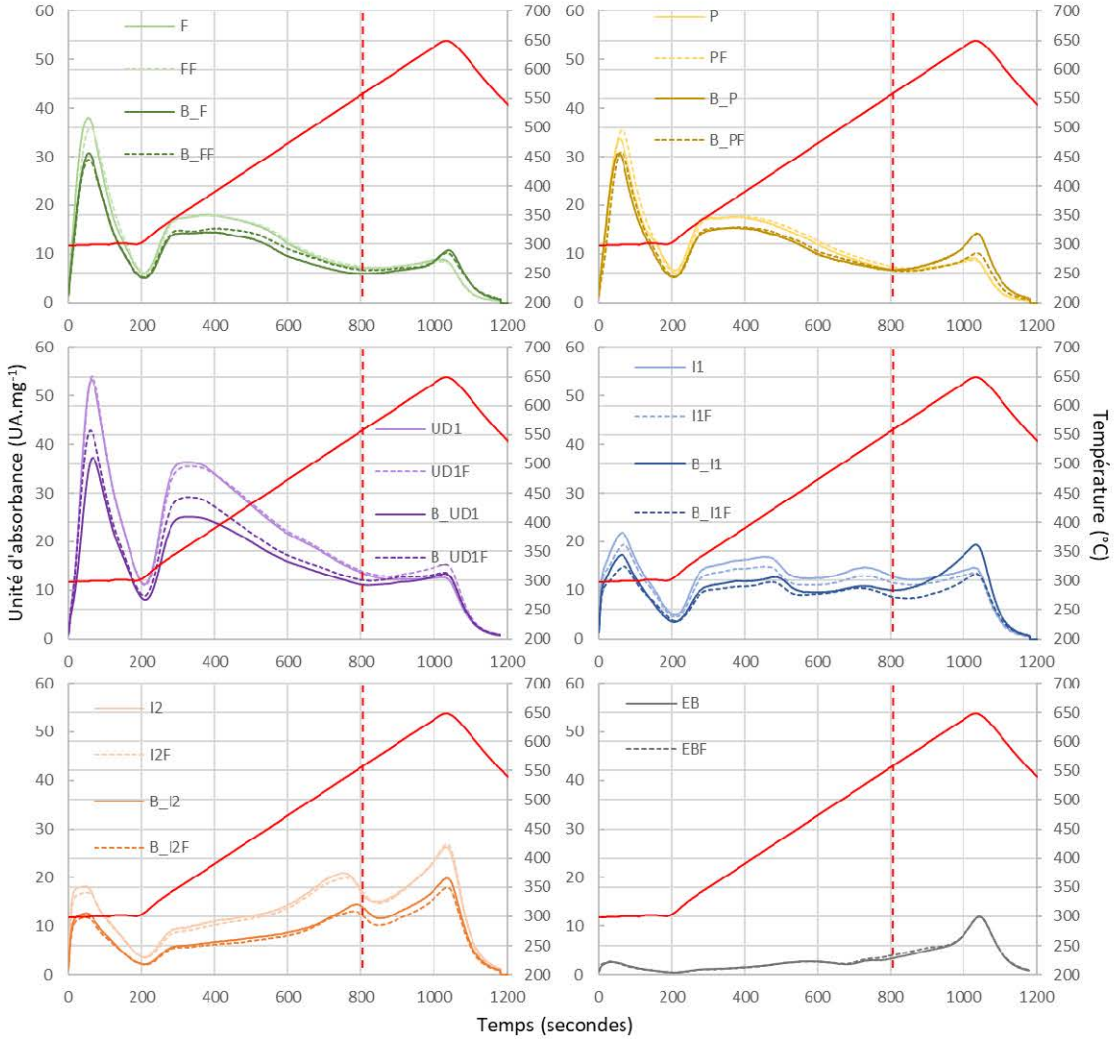


Figure 5.23. Signaux S3 des 11 modalités d'incubation, en unité d'absorbance par milligramme d'échantillon ($UA.mg^{-1}$).

La courbe rouge représente l'évolution de la température du four de pyrolyse. La limite (560°C) entre la contribution du carbone organique et du carbone inorganique au signal est marquée par les pointillés rouges. F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux ; absence de suffixe : début de l'incubation (T0) ; présence du suffixe « F » : fin de l'incubation (TF). Pour toutes les modalités n=1, sauf UD1, B_UD1 et EB où n=3 (répétitions analytiques).

Sols seuls : les signaux des sols sans enrobé bitumineux affichent tous un premier pic lors de l'isotherme, qui est le plus élevé dans UD1. Dans le sol I2, ce pic est un peu plus précoce que dans les 4 autres sols. Lorsque la température commence à monter, de nouveaux composés sont libérés (pic à environ 350°C), en quantités plus importantes dans UD1, suivi par F et P, puis par I1 et I2. UD1 étant un sol amendé en compost, ce pic élevé pourrait correspondre à la libération des composés oxygénés du compost. I1 affiche un profil intermédiaire entre F et P (MO naturelle) et I2 (MO anthropogénique), probablement du fait que sa MO est elle-même un mélange de carbone végétal récent et de carbone fossile. Seuls I1 et I2 affichent d'autres pics après celui à 350°C, correspondant probablement à de la MO anthropogénique. Enfin, une fois la limite des 560°C franchie, les sols sans enrobé affichent tous un pic à 650°C, correspondant à la libération des composés carbonatés (carbone inorganique). C'est I2 qui a le pic le plus élevé et F le plus faible. Les signaux des sols seuls évoluent peu entre le début et la fin de l'incubation. PF affiche un pic plus élevé et décalé vers la droite par rapport à T0, lors de l'isotherme à 300°C. I1F et I2F dans une moindre intensité voient l'intensité de leur signal légèrement diminuer par rapport à T0, aussi bien avant 560°C (carbone organique) qu'après (carbone inorganique).

Sols + EB : les sols contenant de l'enrobé bitumineux ont des profils de forme identique à leurs homologues n'en contenant pas. L'ensemble du signal S3 de l'enrobé bitumineux seul est faible, mais il affiche un pic correspondant aux carbonates à 650°C. En revanche, le pic du carbone inorganique à 650°C est plus élevé pour B_F, B_P et B_I1, tandis qu'il reste inchangé pour UD1 et inférieur dans I2. Pour les trois premières modalités, puisqu'il s'agit de températures auxquelles seul du carbone inorganique est libéré, il est probable qu'il s'agisse de la contribution des carbonates présents dans l'EB, qui en contient 1,3 % en masse. Dans les sols prédominés par de la MO naturelle, l'évolution (avant 560°C) entre le début et la fin de l'incubation indique plutôt une augmentation du signal S3, plus franche dans B_UD1F que dans B_FF, tandis que B_PF n'affiche pas de différence entre T0 et TF par rapport à son homologue avec enrobé bitumineux. Cette évolution peut être imputée à l'enrichissement de la MO de ces deux modalités en composés oxydés, en d'autres termes à son oxydation au cours de l'incubation. A l'inverse, dans B_I1F et B_I2F le signal S3 diminue en intensité. Après 560°C (carbone inorganique), l'intensité du signal diminue dans B_PF, B_I1F et B_I2F. En revanche il augmente très légèrement dans l'enrobé bitumineux seul (EB).

Paramètre T-50_S3

La T-50_S3 (Figure 5.24) correspond à la température à laquelle 50 % des composés sont relâchés. Son aire de calcul est comprise entre la fin de l'isotherme et 560°C, seuil de début de craquage des carbonates.

Sols seuls : les T-50_S3 sont situées autour de 415°C pour F, P et UD1, ce dernier possédant la plus faible valeur à 412°C. I1 possède une température intermédiaire (432°C) entre ces trois premiers et I2 et EB, qui sont respectivement à 470 et 465°C. Entre T0 et TF, la T-50_S3 des échantillons sans EB évolue très légèrement à la hausse, celle de P affichant la plus forte progression (passage de 415 à 419°C).

Sols + EB : les échantillons contenant de l'enrobé bitumineux ont des T-50_S3 identiques à leurs homologues sans. Elles augmentent légèrement entre T0 et TF, sauf B_UD1 qui diminue de 3°C. On peut interpréter cette évolution comme une augmentation, au cours de l'incubation, de la proportion

des composés oxygénés les plus instables. Globalement, qu'ils contiennent ou non de l'enrobé bitumineux, I1 et I2 évoluent moins que F, P et UD1 au cours du temps. L'enrobé bitumineux seul affiche une augmentation de la valeur de T-50_S3 de 6°C, ce qui indique une hausse de sa concentration en composés oxydés stables.

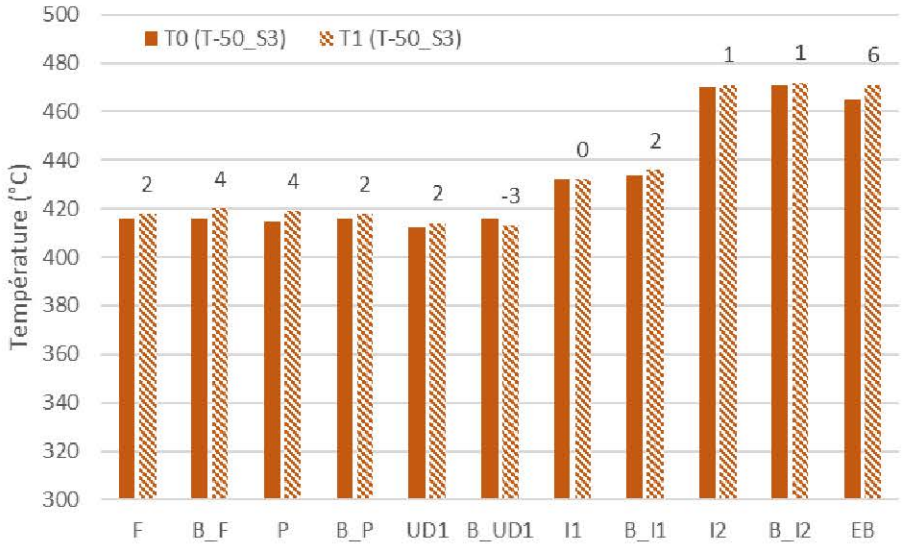


Figure 5.24. Évolution du paramètre T-50_S3 (°C) entre le début (T0) et la fin (TF) de l'incubation pour chaque modalité.

Les valeurs affichées au sommet des barres correspondent aux évolutions de température en T0 et TF. F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux. Pour toutes les modalités n=1, sauf UD1, B_UD1 et EB où n=3 (répétitions analytiques).

3.2.3.5. Exploitation des thermogrammes d'oxydation (pics S4 et S5)

La phase d'oxydation qui suit la pyrolyse permet de mobiliser le reste du carbone organique et inorganique contenu dans l'échantillon, mesuré par un détecteur à ionisation de flamme (FID). Elle permet d'obtenir les signaux S4 et S5 résultant de la production de CO_2.

Signal S4

Le signal S4 (Figure 5.25) est formé par les composés issus de la MO et réputés thermiquement récalcitrants, car ayant résisté à la première phase de pyrolyse.

Sols seuls : les sols sans enrobé bitumineux ont des profils très différents (surtout I1 et I2). Le pic de production (TpkS4) est très différent pour les 5 sols : ils sont respectivement de 330, 371, 389, 433 et 562°C pour UD1, P, F, I1 et I2. Cet ordre peut être directement interprété comme une gradation dans la stabilité thermique de la MO de ces sols, allant croissant de UD1 jusqu'à I2. Du point de vue de la forme de leur signal, les sols affichent tous un premier pic dès le début (300°C) de la montée en température, qui est le plus élevé chez UD1, suivi par F, P, I2 (donc l'axe des ordonnées est deux fois plus élevé que celui des autres thermogrammes) puis I1. Ensuite, les sols F P et UD1 ont un deuxième pic, autour de 380°C, encore une fois plus élevé chez UD2, suivi par F et P. Le second pic de I1 et I2 est plus tardif, vers 425°C. Ensuite, les 5 sols affichent tous un même pic autour de 550°C, qui est le plus faible dans F et P

et le plus élevé dans I2. Entre T0 et TF tous les sols montrent une diminution globale de l'intensité de leur signal, sauf dans PF et UD1F où on observe une légère hausse du signal autour de 550°C, signe d'une augmentation de la quantité de MO thermiquement récalcitrante après l'incubation.

Sols + EB : l'ajout d'enrobé bitumineux dans les sols n'impacte pas l'allure générale des signaux, comme c'était le cas en pyrolyse (S1 et S2). L'effet de l'ajout d'EB n'est pas uniforme sur tous les sols : augmentation du signal dans B_P, augmentation puis diminution à 550°C pour B_I1, absence d'effet puis diminution à 550°C pour B_I2, et diminution générale du signal pour B_F et B_UD1. Dans le détail, on peut observer, par rapport aux modalités sans EB, un décalage vers la droite (B_F et B_UD1) ou une augmentation (B_P) du pic à 380°C, signe d'une plus grande récalcitrance thermique. En revanche, entre T0 et TF la diminution généralisée du signal est plus nette que pour les sols seuls. Seuls B_FF et B_PF affichent une légère hausse de leur pic, dès le début de l'augmentation et à 550°C pour le premier, et uniquement à 550 °C pour le second.

Ces signaux S4 montrent donc que les MO des sols d'origine ont toutes une stabilité différente, et que l'ajout d'enrobé bitumineux ne vient pas modifier cette hiérarchie. Quant à l'enrobé seul, son pic principal est à 453 °C, et il diminue fortement en intensité entre le début et la fin de l'incubation. Ces spécificités de l'EB peuvent expliquer le décalage vers la droite des signaux B_F et B_UD1 et la dynamique générale de diminution de l'intensité du signal dans les échantillons avec EB.

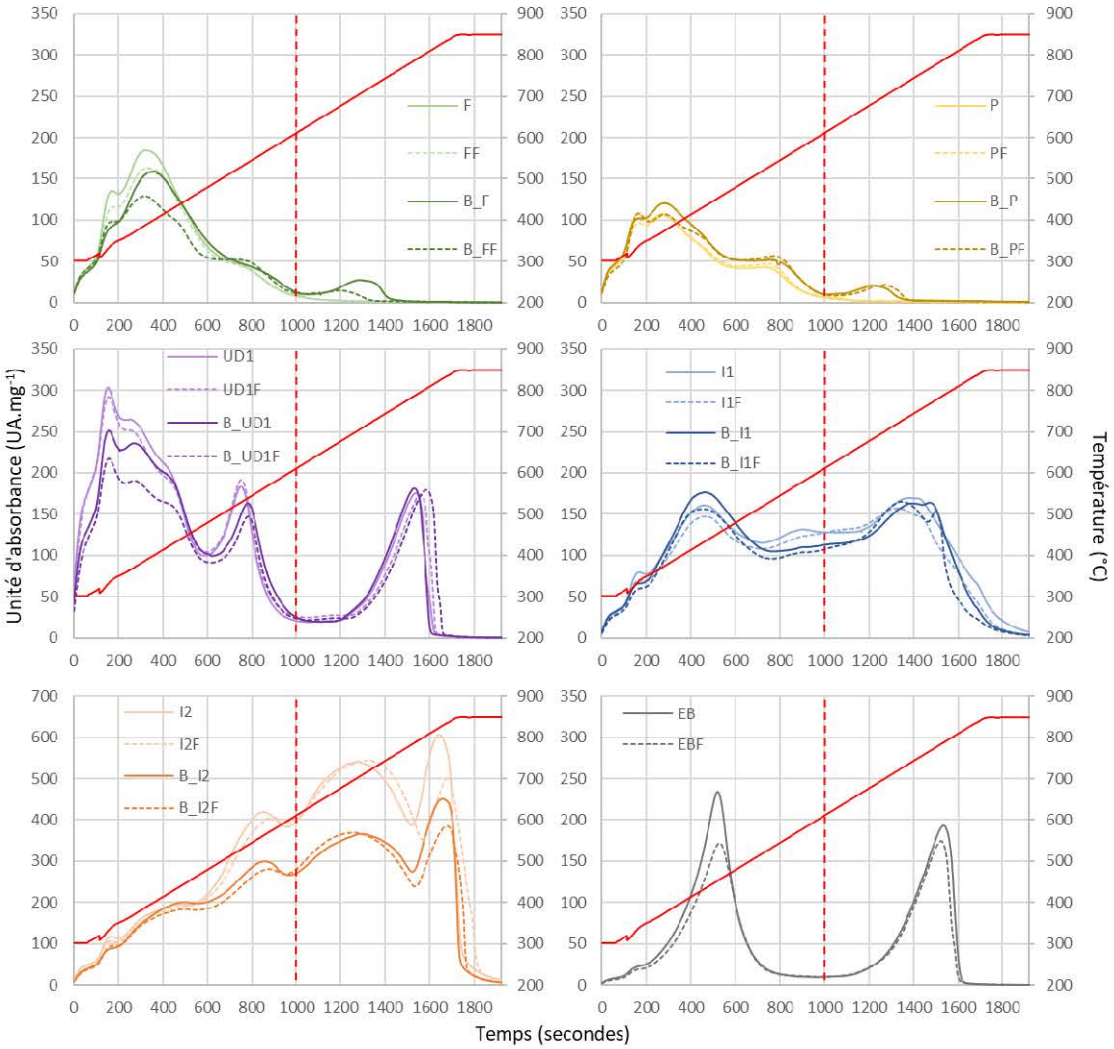


Figure 5.25. Signaux S4 et S5 des modalités d'incubation, en unité d'absorbance par milligramme d'échantillon ($UA.mg^{-1}$).

La courbe rouge représente l'évolution de la température du four de pyrolyse. La limite (611°C) entre la contribution du carbone organique et du carbone inorganique au signal est marquée par les pointillés rouges. F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux ; absence de suffixe : début de l'incubation (T0) ; présence du suffixe « F » : fin de l'incubation (TF). Pour toutes les modalités n=1, sauf UD1, B_UD1 et EB où n=3 (répétitions analytiques).

Paramètres T-50_S4

Les T-50_S4 (Figure 5.26) correspondent à la température à laquelle 50 % des composés sont relâchés durant l'oxydation (aire entre le début de l'oxydation et 611 °C).

Elles montrent une répartition assez homogène autour de 400 °C pour toutes les modalités des sols forestier, prairial et urbain descellé 1. Globalement, la tendance est à l'augmentation de la T-50_S4 (à l'exception de B_F), ce qui indiquerait une stabilisation de la MO au cours de l'incubation. Dans les sols industriels, l'ajout d'enrobé bitumineux diminue légèrement la T-50_S4, car il possède une T-50_S4 moins élevée que les sols industriels où la T-50_S4 plus élevée indique que la MO y est plus stable. Que ce soit avec ou sans enrobé bitumineux, les valeurs de T-50_S4 des sols industriels évoluent peu ou pas

à TF, ce qui est un indice que leur MO a moins évolué au cours de l'incubation que celle des sols à MO naturelle.

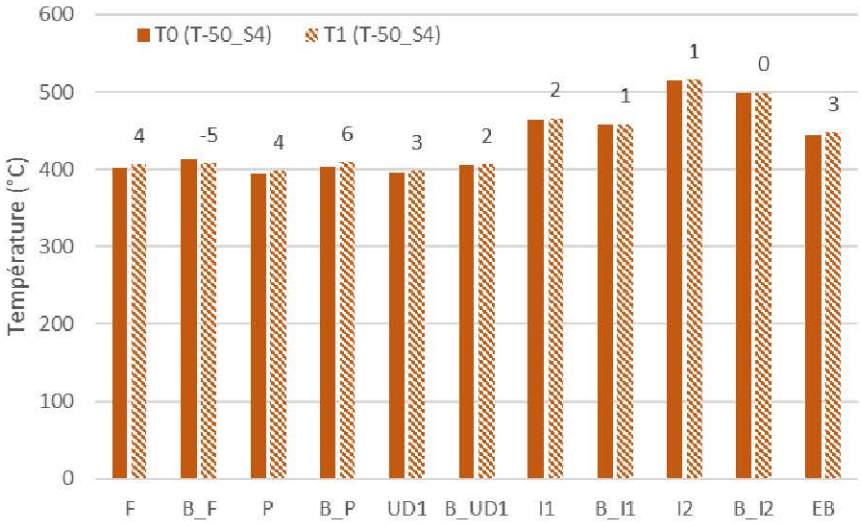


Figure 5.26. Evolution du paramètre T-50_S4 (°C) entre T0 et TF pour chaque modalité.
Les valeurs affichées au sommet des barres correspondent aux évolutions de température en T0 et TF. F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1 : sol urbain descellé 1 ; B_UD1 : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux. Pour toutes les modalités n=1, sauf UD1, B_UD1 et EB où n=3 (répétitions analytiques).

Signal S5

Sols seuls : le signal S5 (Figure 5.25), situé au-delà de 611 °C, est inexistant dans F et P, à la différence de UD1, I1 et I2. C'est de loin ce dernier qui possède la plus grande quantité de carbone inorganique, étant donné la hauteur de son signal. UD1 possède un pic bien exprimé à 789 °C, I1 à 739 °C et I2 affiche deux pics dont le plus élevé est à 824 °C. Au cours du temps, l'intensité des signaux de ces trois sols se décale vers la droite.

Sols + EB : les échantillons contenant de l'enrobé bitumineux affichent tous un pic dans le S5, y compris B_F, B_P et EB. Il semble logique d'imputer le pic de B_F et B_P à l'ajout d'enrobé bitumineux, mais la TpkS5 de ces premiers est respectivement de 705 et 680 °C, alors que celle d'EB est de 788 °C. Logiquement, s'il s'agit du carbone inorganique en provenance de l'enrobé bitumineux ajouté, alors la TpkS5 devrait être identique dans B_F, B_P et EB. B_UD1 affiche un pic S5 de même intensité que UD1 mais légèrement plus précoce. B_I1 possède un pic S5 de forme qui semble bimodale, à la différence de I1. B_I2 lui possède des pics de forme identique à I2 mais nettement inférieurs, signe d'un appauvrissement en carbone inorganique du fait de la substitution d'une partie du sol par de l'enrobé bitumineux. A l'issue de l'incubation, le pic S5 de B_FF diminue fortement, indication d'une « consommation » d'une partie importante des carbonates apportés par l'enrobé bitumineux au cours de l'incubation. Les pics S5 de B_PF et B_UD1F ne font que se décaler légèrement vers la droite. Celui de B_I1F diminue franchement, et l'aspect bimodal devient encore plus net. Il est notable que la température maximale de ce deuxième pic apparu avec l'ajout d'EB est de 777 °C, ce qui est assez proche de la TpkS5 de EBF (785 °C) et semble donc indiquer que ce deuxième pic est surtout lié à la contribution du carbone inorganique originaire de l'enrobé bitumineux.

3.2.4. Interactions entre variables

3.2.4.1. Analyses en composantes principales (ACP)

L'ACP (Figure 5.27) intègre les caractéristiques physico-chimiques des sols seuls et des mélanges, les résultats d'incubation (C_tot_incub) ainsi que les paramètres mesurés par pyrolyse Rock-Eval (RE) et calculés (T-50) à TF. La première dimension (axe horizontal) explique 45,1 % de la variance, et la deuxième (axe vertical) 27,5 %.

Les modalités se répartissent en trois groupes bien distincts, avec à chaque fois la modalité avec EB proche de celle sans EB correspondante. Le premier groupe est celui des sols de forêt et de prairie, ayant une texture fine (argile, limons fin et grossier) et un indice oxygène (IO) élevé, tandis que leur pH est faible de même que leur taux de COT. A l'opposé de ce groupe figurent les sols industriels, tous deux situés dans la même zone du graphique. Les deux ont des caractéristiques opposées au premier groupe, et ont des paramètres RE caractéristiques de la récalcitrance de la MO plus élevés (T-50 des 3 signaux et TpkS2). Ils présentent également un C/N élevé et un important taux de carbonates de calcium. Cependant I1 se détache de I2 : il est situé plus haut sur le graphique, ce qui indique qu'il possède des paramètres le rapprochant du sol UD1. Ainsi, son pic S2 ou son taux de carbone pyrolysable (PC) est plus élevé que celui de I2. UD1 est isolé en haut du graphique, du fait de propriétés bien spécifiques. UD1 possède en effet un taux d'azote total (N_{tot}), des signaux S2 et S3, un IH et un taux de carbone pyrolysable (PC) élevés. Le carbone total incubé (généré en CO_2) contribue aux deux dimensions mais principalement à la deuxième, du fait de la respiration plus élevée enregistrée dans le sol urbain descellé 1. Les sols ayant généré le moins de CO_2 ont logiquement des paramètres RE caractéristiques de la récalcitrance de la MO qui sont élevés. Cette ACP confirme donc bien l'existence d'un gradient d'anthropisation croissant F, P, UD1, I1 puis I2. En outre, l'ajout d'EB « recentre » systématiquement les échantillons sur l'ACP, montrant que ce faisant les sols perdent leurs caractéristiques spécifiques.

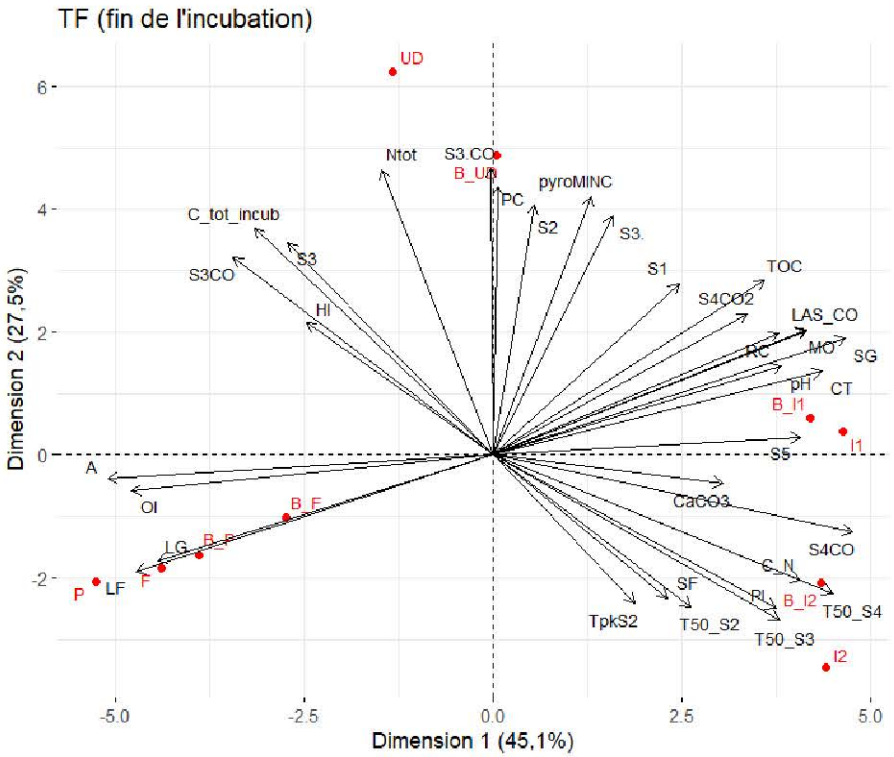


Figure 5.27. Analyse en composantes principales (ACP) regroupant les paramètres physico-chimiques, les résultats d'INC1 et les paramètres d'analyse Rock-Eval (RE) à la fin des incubation (TF).

A, LF, LG, SF, SG : taux d'argiles, de limons fins, de limons grossiers, de sables fins et de sables grossiers (granulométrie) ; C_tot_incub : quantité totale de CO_2 mesurée à l'issue de l'incubation ; CT : carbone total ; pyroMINC : carbone inorganique quantifié lors de la phase de pyrolyse ; PI : indice de production ; HI : indice hydrogène ; OI : indice oxygène. F : sol forestier ; B_F : sol forestier + enrobé bitumineux ; P : sol prairial ; B_P : sol prairial + enrobé bitumineux ; UD : sol urbain descellé 1 ; B_UD : sol urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I1 : sol industriel 1 ; B_I1 : sol industriel 1 + enrobé bitumineux ; I2 : sol industriel 2 ; B_I2 : sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB : enrobé bitumineux.

3.2.4.2. Matrices de corrélation

La matrice de corrélation (Figure 5.28) effectue des tests « Spearman » de comparaison deux à deux de tous les paramètres, afin de savoir s'ils évoluent ensemble et de quelle manière (positive ou négative), et affiche également la significativité de la relation. Les résultats du test de corrélation entre la production de CO_2 au cours des incubations (C_tot_incub) et les autres paramètres mesurés (Tableau 5.6) fournissent des indications sur les paramètres le plus susceptibles d'expliquer les disparités de l'activité de dégradation de la MO au cours de l'incubation. Le rôle central de l'azote dans l'activité biologique des sols est mis en évidence. L'indice de production (PI), calculé en divisant l'aire de S1 par la somme des aires de S1 et S2, est corrélé très négativement avec la production de CO_2. Cela est dû au fait que ce paramètre diminue lorsque l'intensité du pic S2 augmente, or l'ajout d'enrobé bitumineux a systématiquement augmenté cette intensité en même temps qu'il a la plupart du temps dopé la production de CO_2. S3, S3CO et IO étant des indicateurs directs de l'état d'oxydation de la MO, il est logique que plus l'activité biologique ait été intense, plus ces indicateurs aient augmenté. S4CO ainsi que les trois T-50 sont des indicateurs de la stabilité thermique de la MO, ce pourquoi ils sont tous corrélés négativement avec la production de CO_2 au cours de l'incubation. Les principales tendances observées jusqu'à présent sont donc confirmées.

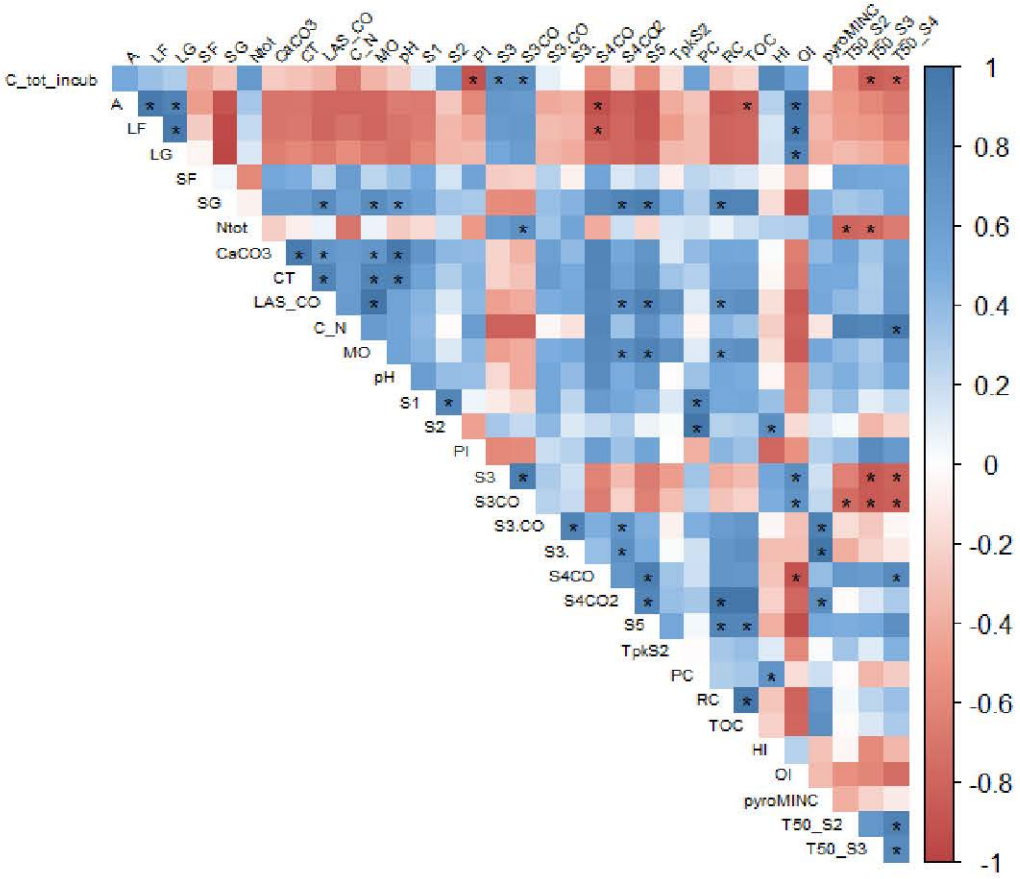


Figure 5.28. Matrice de corrélation regroupant les paramètres physico-chimiques, les résultats d'INC1 et les paramètres des analyses Rock-Eval (RE) à la fin de l'incubation (TF).

** : significativité du test de corrélation de Spearman, p-valeur < 0,01. A, LF, LG, SF, SG : taux d'argiles, de limons fins, de limons grossiers, de sables fins et de sables grossiers (granulométrie) ; C_tot_incub : quantité totale de CO_2 mesurée à l'issue de l'incubation ; CT : carbone total ; pyroMINC : carbone inorganique quantifié lors de la phase de pyrolyse ; PI : indice de production ; HI : indice hydrogène ; OI : indice oxygène.*

Paramètre	ρ	p-value
A	0,50	NS
LF	0,37	NS
LG	0,30	NS
SF	-0,41	NS
SG	-0,28	NS
Ntot	**0,65**	**<0,05**
CaCO3	-0,25	NS
CT	-0,30	NS
LAS_CO	-0,37	NS
C_N	-0,70	NS
MO	-0,37	NS
pH	-0,24	NS
S1	0,12	NS
S2	0,61	NS
PI	**-0,91**	**<0,01**
S3	**0,77**	**<0,01**
S3CO	**0,76**	**<0,01**
S3'CO	0,08	NS
S3'	0,00	NS
S4CO	-0,55	NS
S4CO2	-0,20	NS
S5	-0,55	NS
TpkS2	-0,15	NS
PC	0,59	NS
RC	-0,27	NS
TOC	-0,20	NS
IH	0,81	NS
IO	0,52	NS
pyroMINC	0,00	NS
T50_S2	**-0,55**	**<0,05**
T50_S3	**-0,83**	**<0,01**
T50_S4	**-0,78**	**<0,01**

Tableau 5.6. Sens et significativité (Spearman) des corrélations entre la quantité totale de CO_2 produite au cours de l'incubation et les paramètres physico-chimiques et paramètres RE à TF.

A, LF, LG, SF, SG : taux d'argiles, de limons fins, de limons grossiers, de sables fins et de sables grossiers (granulométrie) ; C_tot_incub : quantité totale de CO_2 mesurée à l'issue de l'incubation ; CT : carbone total ; pyroMINC : carbone inorganique quantifié lors de la phase de pyrolyse ; PI : indice de production ; HI : indice hydrogène ; OI : indice oxygène.

4. *Discussion*

4.1. Les déterminants des différences d'émissions de CO_2

4.1.1. Un changement des propriétés des sols

L'essai d'incubation 2 (INC2) a révélé que les modalités contenant de l'enrobé dépourvu de la plupart de son bitume (ESB) dégradaient des quantités comparables (en absolu) et supérieures (en relatif) de carbone que celles contenant des modalités avec de l'EB non extrait. Cet essai n'a été réalisé que sur deux (forêt et prairie) des cinq sols testés dans l'incubation 1 (INC1), mais il permet de démontrer qu'une grande partie de la quantité supplémentaire de CO_2 produite dans les modalités contenant de l'EB ne provient pas de la dégradation du carbone organique bitumeux. En revanche l'apport d'enrobé bitumineux a significativement changé la texture des sols, paramètre qui est un des déterminant de la stabilité de la matière organique des sols (MOS) (Vos et al., 2018). S'il ne semble pas s'agir d'un *priming effect* à proprement parler, l'ajout d'EB a fait évoluer les sols vers une texture plus riche en sables

grossiers (SG, 0,2-2 mm). Cela a augmenté la porosité du sol, et donc la diffusion de l'oxygène et la disponibilité de l'eau, changements propices à un renforcement de l'activité microbienne et donc à une déstabilisation de la MOS. Cette augmentation des sables grossiers est probablement la cause de la hausse de production de CO_2 observée dans 4 des 5 sols dans les modalités avec EB. Pour I1, cette piste est moins crédible du fait de la grande proportion de SG dans le sol seul, et donc de la moindre modification de texture engendrée par l'ajout d'EB, comme le montre bien le triangle de texture (Figure 5.12).

Ce surcroît de CO_2 généré dans les modalités contenant de l'enrobé bitumineux pourrait provenir du carbone inorganique (CI) présent dans celui-ci. Son ajout a en effet également apporté du CI sous forme de $CaCO_3$ (Tableau 5.5), carbonates ayant pu être neutralisés dans les sols à faible pH. Cette réaction a pu conduire à une production de CO_2 d'origine inorganique, comme observé par Luo et al. (2011) lors d'amendements avec du biochar. Cette hypothèse concerne surtout le sol forestier, dont le faible pH (5,29) a été augmenté avec l'ajout d'EB (5,78). Les quantifications de CI réalisées par Rock-Eval (MINC) montrent en effet une diminution du CI entre le début (T0) et la fin de l'incubation (TF) pour le sol forestier contenant de l'EB, qui passe de 0,37 % à 0,27 %. Cette baisse du MINC au cours du temps s'observe également dans B_I1 et B_I2, mais ne peut pas être attribuée au même mécanisme, du fait du pH plus élevé de ces sols (respectivement 7,46 et 8,33).

4.1.2. La nature du carbone organique

Les sols ont été choisis pour leurs propriétés contrastées, et les résultats d'incubation ont effectivement montré qu'ils fonctionnaient différemment. Les courbes de production de CO_2 ont pour partie des profils sigmoïdaux (sol forestier, sol prairial, sol industriel 2) semblables à ceux observés dans la littérature scientifique pour des sols agricoles (Gregorich et al., 2015). Les autres modalités (sol urbain descellé 1, sol industriel 1, EB seul) maintiennent un rythme de production important, donnant à leur profil un aspect linéaire jusqu'au bout des 84 jours d'incubation. Pour l'EB seul, il semble raisonnable d'imputer ce rythme linéaire de production à une oxydation à l'air, un phénomène abiotique où les microorganismes n'interviennent pas. Ces différences dans les profils de courbe montrent que toutes les modalités n'étaient pas au même stade d'activité microbienne lors de l'arrêt de l'incubation. Leurs émissions à la fin de l'incubation ne peuvent donc pas être interprétées comme les quantités maximales de CO_2 qu'elles sont en mesure d'émettre.

L'analyse en composante principale (ACP) a montré que les sols pouvaient être regroupés en au moins 2 groupes. D'un côté, les sols contenant une MO naturelle (ou volontairement stabilisée, comme le compost) plus facilement dégradable (P, F et UD) et de l'autres les sols contenant une MO anthropique récalcitrante (I1 et I2).

<u>Sols à MO Naturelle</u>

Ce premier groupe affiche des productions de CO_2 plus élevées durant l'incubation, que ce soit dans les modalités sans comme dans les modalités avec enrobé bitumineux. UD1 et B_UD1, modalités où la MO est principalement présente sous forme de compost de déchets verts, produisent le plus de CO_2 du fait de la faible stabilité de ce type de matière organique et de l'activité microbiologique élevée de ce sol (voir résultats d'activités microbienne et d'activités enzymatiques, chapitre 6). Les signaux Rock-Eval d'UD1 (S2, S3 et S4) affichent en effet des pics précoces et très élevés, preuves d'une forte instabilité thermique et donc probablement d'une MO facilement dégradable par les micro-

organismes. La TpkS2 de UD1 à T0 (371 °C) est ainsi proche de celles d'une litière de forêt de feuillus (horizons OF, 379 °C). Pour F et P, leurs TpkS2 sont également proches de celles de données pour des usages de sols équivalents (Disnar et al., 2003). Avec l'ajout d'enrobé bitumineux, les signaux S2, initialement semblables à ceux d'autres sols contenant de la MO naturelle, sont comme « dénaturés » : leur TpkS2 atteint 455 °C pour tous les sols, y compris les sols industriels.

Sols industriels à MO anthropique

Les sols industriels, composés d'une MO beaucoup plus récalcitrante d'origine anthropique, affichent avant l'ajout d'EB des profils S2 beaucoup moins importants, semblables par exemple à ceux d'un sol situé sur un ancien site de fours à charbon (Saenger et al., 2013). Il faut noter que I1 possédait une MO de nature mixte, du fait qu'il a été colonisé par la végétation et donc enrichi en carbone organique d'origine naturelle. Cette présence de MO naturelle se retrouve bien dans son profil S2, ainsi que dans l'ACP, où il est positionné à distance de I2, composé exclusivement de MO anthropique (coke, goudron, charbon).

On peut donc, au vu de l'aspect progressif des T-50_S3 (Figure 5.24), parler d'un gradient d'anthropisation de la MO : originaire des végétaux pour F et P, sa stabilité est modifiée par l'action humaine (compostage) dans UD1, puis de nature mixte anthropo-naturelle dans I1, et enfin entièrement anthropogénique dans I2.

Dans toutes ces modalités, l'ajout d'EB a surtout eu un effet sur les profils des signaux S1 et S2, et donc sur le pool de la fraction pyrolysable des différents sols. Ils sont enrichis en HC et ont un profil très semblable, preuve de la capacité de la pyrolyse Rock Eval à discriminer les différents types de MO au sein d'un sol. Cependant, l'ajout de cet enrobé bitumineux ne s'est pas concrétisé par une dégradation de son carbone constitutif. Il semble que les sols contenant de l'EB ont donc continué à fonctionner comme leurs homologues sans EB ; leurs propriétés physiques (texture) et chimiques (pH) ont certes été modifiées après l'ajout d'EB, mais la MO supplémentaire qu'ils ont dégradée était surtout celle qui préexistait dans les sols d'origine. En ce sens, la nature de la MO (récalcitrante ou labile) du sol initial semble avoir été le principal déterminant des émissions de CO_2 mesurées au cours des incubations. Cette observation est cohérente avec la bibliographie, qui montre que la récalcitrance de la MO peut-être un déterminant de la stabilité du COS à court-terme (Dungait et al., 2012), et potentiellement à plus long-terme pour la MO d'origine anthropique (Allory, 2022).

Chaque modalité avec EB étant donc constituée de plusieurs pools de MO de natures très différentes, il n'est pas pertinent pour ce qui nous concerne de rapporter les émissions de CO_2 à la masse totale de C de chaque sol. Si cela permet bien de normaliser les résultats et donc de les comparer entre différents sols, cet amalgame entre le carbone bitumineux et les autres types de carbone présuppose qu'ils évolueront de manière identique alors qu'on a vu qu'il n'en était rien.

Un broyage de l'enrobé bitumineux à une granulométrie inférieure à 1 mm n'a aucune raison d'être effectué en conditions réelles (c'est-à-dire dans le cadre d'opérations de désimperméabilisation). Mais ce choix a été fait dans l'optique d'augmenter la réactivité du bitume de l'enrobé, dans une logique de forçage expérimental. Les résultats ont montré qu'une telle préparation avait considérablement modifié les propriétés du sol, et déclenché des émissions de dioxyde de carbone supplémentaires. Cependant, on peut supposer que l'augmentation de la réactivité du bitume a permis d'approcher son potentiel maximum de dégradabilité – sous forme de CO_2 – en conditions pédologiques optimales, potentiel qui s'est avéré faible. Il n'est par ailleurs pas exclu qu'un concassage à une granulométrie

supérieure, par exemple sous forme d'AE (1 – 14 mm), n'occasionne pas des effets semblables sur le carbone organique des sols. La question de savoir à quelle taille laisser l'enrobé bitumineux dans les sols descellés est donc de première importance, car elle est un paramètre clé influençant sa vitesse de dégradation autant que les propriétés physico-chimiques du sol.

4.2. Les conséquences sur le bitume de l'enrobé d'un séjour dans le sol

4.2.1. Des variations de COT à l'issue de l'incubation

En mélangeant de la MO naturelle (sols F, P et UD1) et de la MO anthropogénique (bitume de l'enrobé) mais d'origine fossile (issu du pétrole), on obtient une matrice mixte. Si la pyrolyse Rock-Eval propose des méthodes adaptées pour les sols ou pour les roches pétrolières, aucune méthode n'a été développée de manière dédiée pour la caractérisation des mélanges de ces deux types de MO. Nos résultats originaux sont donc à considérer à l'aune de cette double singularité (méthode partiellement adaptée et absence de références auxquelles comparer le matériau étudié).

Pour les sols industriels, les résultats de COT sont difficiles à interpréter car ils indiquent pour 3 des 4 modalités une augmentation significative des valeurs de COT entre T0 et TF. Seul I1 voit son COT considérablement diminuer, sans que cela puisse être expliqué. De telles variations entre T0 et TF n'incitent pas à donner foi à des bilans de masse réalisés à partir des valeurs de COT obtenues par analyse Rock-Eval. En revanche, la part de carbone récalcitrant (PC, Figure 5.18) augmentant systématiquement dans les sols industriels ayant vu leur COT augmenter, il est possible qu'une part du carbone n'était pas quantifiable par RE à T0, mais que l'incubation ait rendu ce carbone détectable par analyse Rock-Eval à TF. En dehors de l'hypothèse d'un défaut de mesure, une telle évolution n'a pu être permise que par une modification de la nature d'une partie du C de ces échantillons.

Les résultats obtenus pour les autres sols vont aussi dans le sens d'un changement de constitution, voire de dégradation du carbone bitumineux. Un premier indice est la diminution des COT au cours de l'incubation dans les modalités avec EB : - 0,66 % pour le sol forestier, - 0,04 % pour le sol prairial et - 1,07 % pour le sol urbain descellé 1. La baisse la plus marquée a cependant lieu dans l'enrobé bitumineux seul (-1,17 %). Il est possible que le COT de l'EB à T0 (7,03 %) ait été surestimé par RE, car les quantifications de MOE réalisées par nos soins sur le même matériau, au moment de la conception de l'expérimentation, avaient abouti à des estimations inférieures de COT (4,84 %). De même, dans les formulations habituelles d'enrobé bitumineux, le bitume représente environ 5 % de la masse totale du mélange (Chapitre 1), valeur à laquelle il faut appliquer le taux de carbone du bitume (82 %), conduisant là encore à des valeurs bien inférieures à celle donnée par RE. S'il est documenté que RE a tendance à sous-estimer le COT des sols et à surestimer leur SIC (Baudin, 2024), dans des proportions bien quantifiées (Stojanova et al., 2024), de telles corrections n'existent pas pour des matériaux spécifiques tels que le bitume routier. Si le bitume est une MO très récalcitrante et utilisée comme liant des chaussées routières, il semble improbable qu'il puisse perdre 16,6 % de son carbone organique en seulement 84 jours de présence dans le sol. L'entièreté des diminutions observées pour le COT des échantillons avec enrobé bitumineux ne semble donc pouvoir être imputée aux seules pertes de carbone organique. De plus, les résultats d'INC2 montrent que seule une très faible part des émissions de CO_2 peut être attribuée à l'oxydation du bitume de l'enrobé.

Si dans les trois sols ainsi que dans l'EB seul, tout le carbone bitumineux ne s'est pas « échappé » sous forme de CO_2, les options restantes quant à son devenir sont les suivantes : transformation en produits

carbonés volatils non détectés par nos méthodes de mesures, ou translocation dans d'autres pools de MO non détectés par la méthode RE. Nous ne disposons d'aucun moyen pour vérifier la première hypothèse, mais nos mesures atmosphériques depuis un enrobé bitumineux soumis au rayonnement UV (Chapitre 4) n'ont pas détecté d'autres gaz que le CO_2 (si ce n'est le CH_4, mais dans des quantités faibles et des conditions très éloignées de celles des incubations). C'est pourquoi seule la deuxième hypothèse sera étudiée par la suite, en s'appuyant sur l'examen des thermogrammes.

4.2.2. Une dégradation de la MO bitumineuse

L'évolution des signaux de pyrolyse Rock-Eval entre le début et la fin de l'incubation révèle un changement dans la composition de la MO des substrats. Le signal S1, qui est formé par un carbone aux liaisons chimiques énergétiquement faibles (Hetényi et al., 2005), voit la hauteur de son pic augmenter à la suite de l'ajout d'EB. Consécutivement à l'incubation est observée une forte diminution de la hauteur de ce même signal dans B_F, B_UD1 et B_I1, baisse plus marquée que dans l'EB seul (Figure 5.22). La partie du carbone bitumineux concernée pourrait donc être la moins récalcitrante, car le pic S1 correspond aux composés thermodésorbés, ayant un faible poids moléculaire. Cette possible dégradation des composés les plus légers est caractéristique de l'oxydation du bitume, au cours de laquelle la proportion des composés légers (composés saturés puis aromatiques) diminue souvent en premier, au profit de la fraction à haut poids moléculaire, les asphaltènes (Lesueur, 2009). C'est également en phase avec ce qui est observé au sein des gisements de bitumes naturels, où la biodégradation touche en premier les composés aliphatiques les plus légers (N. Das & Chandran, 2011; Ławniczak et al., 2020). Sachant qu'au cours du vieillissement du bitume, les molécules les plus légères ont tendance à se réorganiser en molécules plus complexes, il est cependant incertain d'attribuer toute cette diminution du pic à une perte sèche en carbone (et donc à une dégradation totale). Cette diminution pourrait aussi bien cacher un transfert du carbone vers des pools macromoléculaires plus récalcitrants. Cependant, 2 des 3 modalités concernées par cette diminution de leur pic S1 ont également leurs stocks de COT qui diminuent entre T0 et TF. Ainsi, pour B_F et B_UD1, des hydrocarbures légers du carbone bitumineux ont pu être dégradés lors du séjour dans le sol, à l'inverse de B_I1 où est observée une augmentation du COT au cours du temps.

On peut trouver d'autres traces de cette altération du pool de carbone bitumineux consécutivement à l'incubation dans le pic S2 de Rock-Eval, où ce signal diminue de manière plus marquée dans B_F et B_UD1 que dans EB seul (Figure 5.22). Dans le même sens, on observe une augmentation de la quantité de composés oxydés dans l'échantillon B_UD1F, perceptible à travers la hausse de son signal S3 par rapport à T0. Le pseudo-diagramme de Van-Krevelen (Figure 5.19) montre d'ailleurs que cette tendance n'est pas perceptible dans son homologue sans EB (où la variation de COT au cours de l'incubation a cependant été bien moindre), qui a pourtant affiché une plus grande production de CO_2 au cours de l'incubation. Cette tendance n'est pas non plus observée dans l'échantillon d'EB pur, dont le S3 n'évolue pas entre T0 et TF. Cela voudrait donc dire que l'enrobé bitumineux a été en partie oxydé (et donc biodégradé), du fait de son séjour dans le sol urbain descellé 1. La spécificité de ce sol se confirme avec les résultats du signal S4, constitué de la MO la plus récalcitrante : le signal de B_UD1F, mais également de B_F, diminue fortement entre T0 et TF. Cela veut dire que la MO récalcitrante contenue dans ces sols a diminué, proportionnellement à la diminution observée de leurs COT. Les signaux S4 sont plus élevés dans les modalités sans EB car ce dernier est essentiellement composé de MO pyrolysable.

Pourtant, l'évolution de S4 y est moindre que dans les modalités avec enrobé bitumineux, laissant penser que le pool de carbone bitumineux a bien été impacté.

4.3. Hypothèses sur les déterminants d'une dégradation et le devenir du carbone bitumineux

Pour le sol de prairie (P), l'absence apparente de dégradation ou de transformation du carbone bitumineux peut s'expliquer par le taux élevé d'argile dont les surfaces d'échange ont pu contribuer à stabiliser les molécules bitumineuses les plus légères et disponibles. Ce sol contient également une MO déjà très oxydée, comme l'indique sa position la plus à droite parmi tous les échantillons dans le pseudo-diagramme de Van-Krevelen (Figure 5.19). La production de CO_2 observée est donc probablement liée à la seule dégradation de la MO cellulosique présente dans le sol de prairie, dont la composition moléculaire très éloignée du bitume rend improbable la présence de micro-organismes aptes à le dégrader.

Pour les sols industriels (I1 et I2), les courbes de pyrolyse Rock-Eval pas plus que l'évolution des COT n'indiquent une quelconque perte en carbone. Ces sols n'ayant pas fait l'objet d'une incubation avec de l'enrobé sans bitume, il n'est pas possible de savoir si les différences de production de CO_2 observées entre T0 et TF sont en partie le fait de la dégradation du bitume. Ces sols possèdent en tout cas des proportions de carbone récalcitrant (RC) plus élevées que les autres.

Les valeurs de T-50, reflets de la récalcitrance de la MO, sont inversement proportionnelles aux quantités totales de CO_2 émises (Figure 5.27). Ces corrélations significatives entre la stabilité du carbone et les productions de CO_2, malgré la faible durée d'incubation, constituent un enseignement majeur de ces résultats, la littérature scientifique récente ayant considéré jusqu'à présent qu'une telle corrélation était difficile à établir (Baudin, 2024).

Pour le sol de forêt (F) et le sol urbain descellé (UD1), la dégradation du bitume peut en premier lieu être expliquée par le type de composés présents dans leur MO initiale. Le compost contient par exemple des structures aliphatiques réputées peu stables dans le sol (lipides) (Som, 2002), structures retrouvées également dans le bitume et qui sont les plus facilement dégradées. Les structures aromatiques présentes dans le bitume sont également abondantes dans les composts (en proportion croissante avec leur maturité) ou les sols forestiers (lignine) (Som, 2002). Les communautés microbiennes aptes à dégrader de telles structures étant déjà présentes dans ces sols, elles ont également pu dégrader celles issues du bitume. De plus, le sol forestier contenant de l'enrobé bitumineux ayant possiblement subi un surcroît d'activité biologique, cela a pu permettre aux micro-organismes de mobiliser aussi les composés les plus accessibles du bitume comme source d'énergie, et ainsi les dégrader au moins partiellement (*priming effect*). Pour le sol urbain descellé 1 en revanche, aucun surcroît d'activité biologique consécutif à l'apport d'enrobé bitumineux n'est observé, mais on peut malgré tout faire l'hypothèse d'une similitude de structure entre le carbone bitumineux et le carbone initial. Cela se remarque premièrement par le haut taux de carbone pyrolysable (PC) présent dans le sol initial (27 % dans UD1), valeur la plus élevée des 5 sols. Par ailleurs, UD1 seul possède déjà un signal S1 élevé, qui augmente avec l'ajout de d'EB. Ce pic S1 chez B_UD1 revient d'ailleurs, à la fin de l'incubation, à un niveau quasi identique à celui de UD1, ce qui est une indication que ce pool de carbone aurait été ciblé par la biodégradation. Une observation similaire peut être faite dans le pic S2, où la TpkS2 de UD1 à T0 (371°C) est la température à laquelle la diminution de la hauteur du signal

(Figure 5.20) est la plus importante à TF dans l'échantillon avec enrobé bitumineux. Ce pic, qui correspond à celui des « biopolymères récalcitrants » (Sebag et al., 2016) tels que la lignine (Disnar et al., 2003) indiquerait encore une fois, que les micro-organismes ont ciblé une des fractions du bitume possédant une structure semblable à la MO déjà abondamment présente dans le sol d'origine. On pourrait enfin expliquer cette dégradation du carbone bitumineux dans UD1 par une activité microbienne déjà intense du fait d'une disponibilité énergétique abondante issue du compost (Barré et al., 2016 ; Gunina et Kuzyakov, 2022), et donc possédant les ressources énergétiques pour dégrader certains composés du bitume. Enfin, la présence pendant de longues années d'un enrobé bitumineux dans cet ancien Technosol ékranique a pu permettre à une communauté microbienne apte à dégrader le carbone bitumineux de s'y développer. Ces microorganismes seraient potentiellement encore présents dans le sol descellé, 2 ans et demi après l'export de l'enrobé bitumineux (durée séparant les travaux de descellement du prélèvement effectué pour les incubations). Nous avions justement relevé dans l'état de l'art (chapitre 1) que les micro-organismes dégradaient prioritairement les composés à faible poids moléculaire du bitume (Y. Ding et al., 2021; H. Zhang et al., 2020).

Le fait que le sol urbain descellé 1 semble être le plus actif dans la dégradation du carbone bitumineux signifierait que la méthode de gestion des sols descellés consistant à amender le sol en compost est susceptible d'accélérer la dégradation du carbone bitumineux. C'est pourquoi il faut désormais se pencher sur les quantités de CO_2 qu'une telle dégradation est susceptible de causer.

4.4. Quantification du carbone bitumineux biodégradé

Sur la base des résultats de l'incubation 2 (INC2), il est possible de calculer la quantité de CO_2 émise par la dégradation du bitume de l'enrobé dans les sols de forêt et de prairie. On observe en effet des émissions légèrement plus élevées dans les modalités contenant de l'enrobé bitumineux (EB), par rapport à celles contenant de l'enrobé extrait (BSB). En faisant l'hypothèse que la différence des émissions de CO_2 entre les modalités EB et ESB sont entièrement imputables à la biodégradation du bitume, on peut calculer les masses de carbone émises par ce bitume à l'issue de INC2. Ainsi, après des 99,2 jours d'incubation, 3,6 mgC (13,3 mg CO_2) ont été émis par le bitume dans le sol forestier et 4,2 mgC (15,4 mg CO_2) dans le sol de prairie (Figure 5.29). Une telle hypothèse permet également de connaître les parts de CO_2 produits imputables au carbone bitumineux et au carbone du sol d'origine. Ainsi, ce sont pour le sol forestier et le sol prairial respectivement 1,7 % et 2,7 % du carbone bitumineux qui ont été dégradés. Quant au carbone du sol dégradé, il représente 7,2 % (forêt) et 8,8 % (prairie) de la masse totale présente initialement. Le carbone du sol est donc comparativement dégradé en plus grandes quantités que le carbone du bitume.

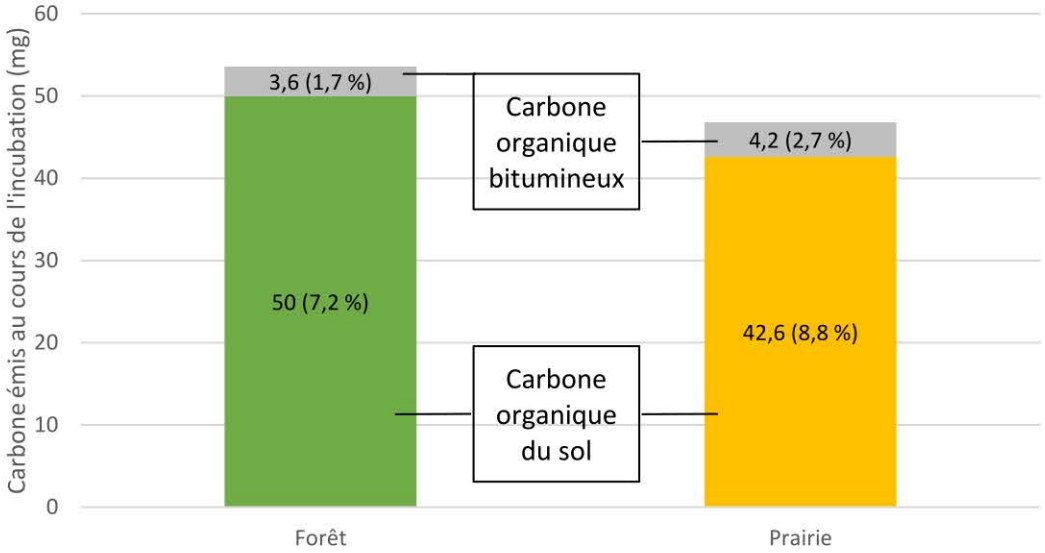


Figure 5.29. Comparaison des émissions de carbone en provenance du carbone organique du sol et du carbone organique bitumineux dans les sols de forêt et de prairie déduit des incubations 2 (INC2).
Les pourcentages entre parenthèses indiquent la part que représente le carbone dégradé par rapport aux masses initiales de carbone de sol et de bitume.

5. Potentiel national des émissions de CO_2 par biodégradation de l'enrobé bitumineux

Sur la base des données d'émissions de CO_2 attribuées à la dégradation du bitume déduites de INC2, on peut aboutir à une estimation plus globale des émissions de carbone en provenance de matériaux bitumineux en contexte pédologique. Les résultats d'émissions de CO_2 ayant été obtenus pour des masses d'enrobés bitumineux connues, il est possible de les extrapoler si on dispose de données de masses de matériaux bitumineux par unité de surface. Celles-ci ont été produites dans le cadre du chapitre 2 (estimation E+) pour cinq types d'usage du sol. En faisant l'hypothèse que les matériaux bitumineux maintenus dans un sol descellé émettraient du carbone dans des quantités comprises (Figure 5.29) entre celles du sol de forêt (valeur minimale) et de prairie (valeur maximale), on peut calculer des émissions moyennes de carbone par unité de surface, ainsi que des émissions totales de carbone pour chaque usage de sol si toutes les surfaces concernées étaient descellées (Tableau 5.7). Les émissions de carbone obtenues par unité de surface sont directement dépendantes de la masse d'enrobé bitumineux présent dans le sol, et donc de l'épaisseur des Technosols ékraniques concernés par le descellement.

Ainsi, l'enrobé bitumineux maintenu dans un sol descellé émettrait du carbone dans des quantités comprises entre 276-324 $gC.m^{-2}$ (usage résidentiel) et 758-889 $gC.m^{-2}$ (productions secondaire et tertiaire, réseaux routiers). Si à l'échelle métropolitaine l'entièreté des surfaces de sols scellés à usage routier (réseaux routiers) était descellée en conservant sur place les revêtements de scellement bitumineux, ces derniers relâcheraient dans l'atmosphère des masses comprises entre 7 et 8,2 mégatonnes de carbone (25,6-30,1 $MtCO_2$).

Usage du sol	Épaisseur de matériau bitumineux	Surface (OCS GE)	Masse de matériau bitumineux	Émissions par unité de surface	Émissions totales
	cm	km²	$kg.m^{-2}$	$gC.m^{-2}$	MtC
Production secondaire	16,8	365	394,3	758-889	0,28-0,32
Production tertiaire	16,8	1 341	394,3	758-889	1,02-1,19
Usage résidentiel	6,1	404	143,6	276-324	0,11-0,13
Réseaux routiers	16,8	9 222	394,3	758-889	6,99-8,20
Réseaux aériens	7	65	164,5	316-371	0,021-0,024

Tableau 5.7. Émissions de carbone par unité de surface et totales, calculées à partir des données du chapitre 2 (4 premières colonnes) et des données du présent chapitre.
Les fourchettes de valeurs indiquées sont celles du sol forestier (valeur basse) et du sol prairial (valeur haute).

Il faut rappeler que ces estimations d'émissions de carbone en provenance de l'enrobé bitumineux des sols descellés sont issues de données acquises pour des sols de forêt et de prairie en conditions d'humidité et de température optimales. Il n'est pas certain que des sols descellés émettraient du CO_2 provenant du carbone bitumineux dans de telles quantités. De plus, la granulométrie très fine du broyat d'EB incubé (<1 mm) a probablement augmenté la réactivité du bitume et donc ses émissions de carbone, comme nous l'avions recherché. En ce sens, les émissions de carbone observées sont possiblement surestimées, car il est peu probable que l'enrobé bitumineux soit broyé à une granulométrie si fine lors d'opérations de descellement. A l'inverse, ces émissions ont été mesurées sur une durée de 99,2 jours, à l'issue de laquelle le rythme de production avait nettement ralenti sans qu'il ne se soit pour autant arrêté. Il est donc possible qu'au fil des ans, les émissions de carbone accumulées en provenance de l'enrobé bitumineux soient bien plus élevées dans les sols descellées, d'autant plus que ce rythme dépendrait aussi d'autres facteurs comme l'âge de l'enrobé bitumineux, le degré de vieillissement du bitume, le climat local ou l'activité biologique du sol et les communautés microbiennes présentes.

6. *Conclusion*

En contexte pédologique et à court-terme, le bitume de l'enrobé se comporte comme une MO récalcitrante, du fait de l'origine fossile de son carbone et du procédé de transformation anthropique dont il est issu. Cependant le bitume de l'enrobé n'est pas sans conséquences sur le fonctionnement du sol : par exemple, modifications de la texture en lien direct avec sa granulométrie, du pH du sol dans lequel il est apporté, agrégation de particules minérales à sa surface. De plus, parmi les molécules le constituant, les plus légères (incluses dans les fractions des saturés et des aromatiques) voient leur abondance diminuer, sans qu'il ne soit possible de savoir si les molécules affectées par ce processus changent simplement de *pool* de carbone (aromatisation des saturés, par exemple) ou sont dégradées jusqu'à produire du CO_2. Une faible partie des émissions de CO_2 observées consécutivement à l'ajout de bitume dans le sol pourrait toutefois être attribuable à la dégradation du carbone bitumineux (Figure 5.29). Les types de sols favorisant cette altération du carbone bitumineux sont ceux disposant d'une communauté microbienne dégradant une MO d'origine naturelle dont la structure moléculaire, semblable à celle du bitume, les rendrait aptes à dégrader les liaisons les plus faibles de ce dernier. Les

méthodes de quantification des composés fonctionnels (IRTF) et de caractérisation de la MO des sols (Rock-Eval) nécessitent d'être adaptées à l'étude des MO de nature mixte (naturelle et anthropogénique) afin d'éclairer le devenir du bitume de l'enrobé en contexte pédologique.

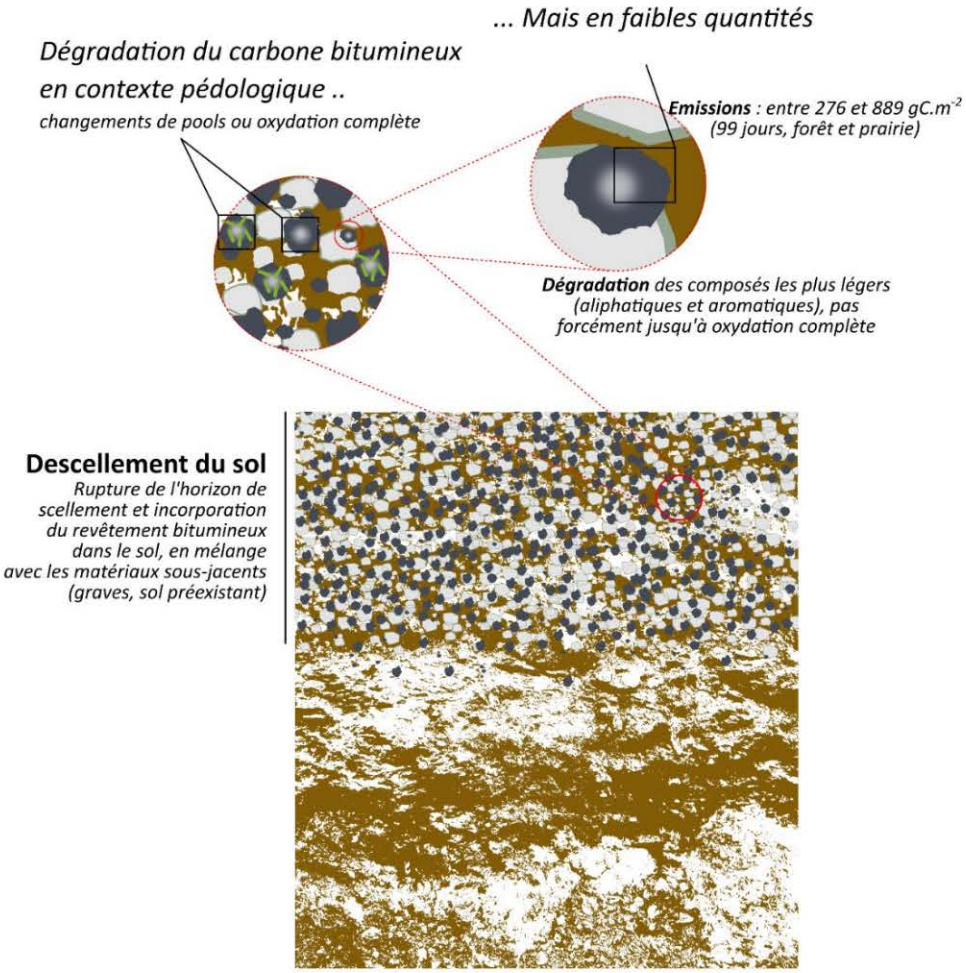


Figure 5.30. Le bitume de l'enrobé, une MO déstabilisée et potentiellement dégradée sous forme de CO_2 en contexte pédologique.

Chapitre 6. Effets du descellement sur les organismes du sol

D'un point de vue opérationnel, un scénario envisageable lors de chantiers de descellement consiste en une incorporation d'enrobé bitumineux dans les sols. Se pose alors la question des potentiels risques de pollution et de toxicité pour des organismes vivants, terrestres ou aquatiques. Cette problématique a donc été traitée pour acquérir des connaissances scientifiques nouvelles et ainsi compléter, pour la part biologique, les essais d'incorporation de matériaux de scellement bitumineux dans les sols décrits dans le Chapitre 5. Il s'agit aussi d'éclairer le débat public et de répondre en particulier aux attentes des acteurs du secteur de l'aménagement et du génie civil en ce qui concerne l'innocuité, ou non, d'une non-exportation des matériaux de revêtement bitumineux après descellement.

Ce chapitre a donc pour objectif d'évaluer les conséquences sur le compartiment biologique du sol de la présence de morceaux d'enrobé bitumeux. Les travaux ont été réalisés dans le cadre du projet « Biobitume », en réponse à un appel à projets du Pôle Scientifique OTELo de l'Université de Lorraine auquel le LSE et le LIEC appartiennent (AAP Ruptures 2024). Les travaux présentés dans ce chapitre ont été réalisés avec le soutien de membres des laboratoires LSE et LIEC spécialisés en microbiologie et en écotoxicologie. Ces collaborations ont permis d'apporter des réponses aux questions suivantes (Figure 6.1) :

- Comment les communautés microbiennes réagissent-elles, d'un point de vue fonctionnel, à la présence d'enrobé bitumineux dans le sol ?
- Y a-t-il des risques écotoxicologiques associés à l'incorporation et à la présence d'enrobé bitumineux dans le sol ? Et plus précisément :
    - pour les plantes, via une approche écotoxicologique terrestre directe ?
    - sur la croissance d'algues d'eau douce, via une approche écotoxicologique aquatique indirecte testant des lixiviats de sols contenant de l'enrobé bitumineux ?

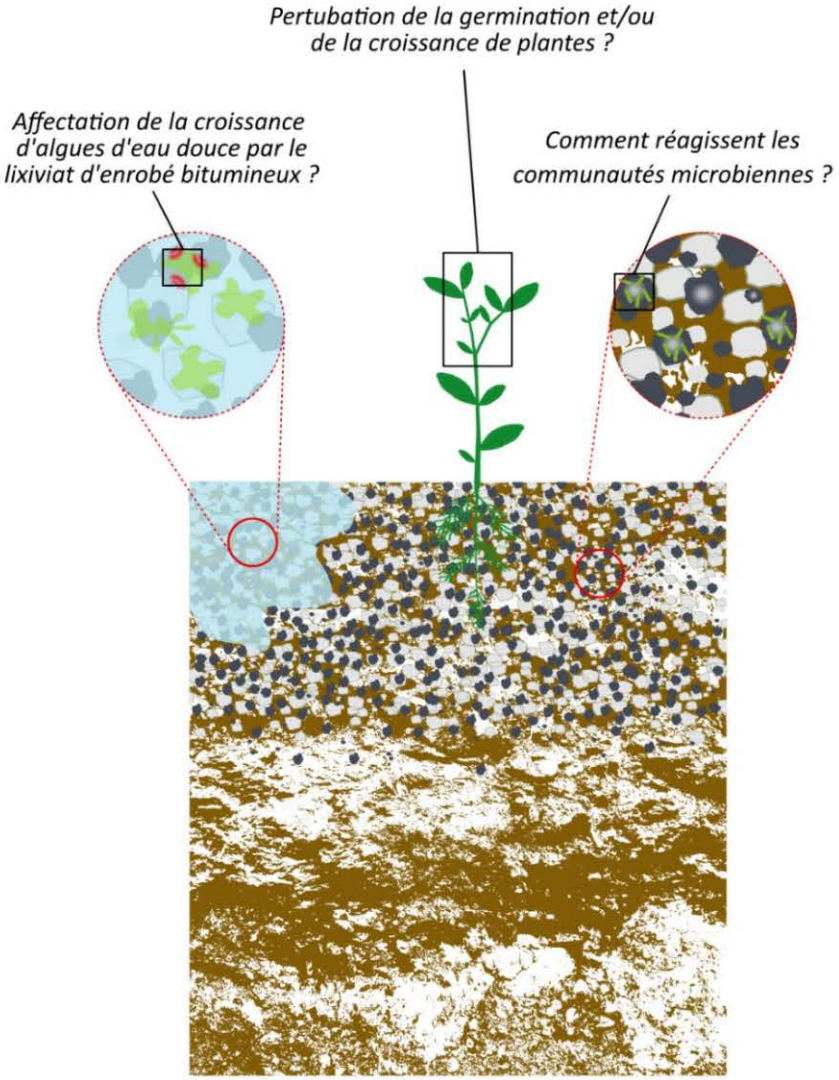


Figure 6.1. L'enrobé bitumineux peut-il perturber l'activité des organismes du sol après descellement ?

1. *Matériels et méthodes*

1.1. Sols et enrobé bitumineux

Les sols[13] utilisés pour les besoins expérimentaux de ce chapitre sont les sols forestier (F), prairial (P), urbain descellé 1 (UD1) et industriel (I2) présentés dans le chapitre 3 et supports des expérimentations décrites dans le chapitre 5. L'enrobé bitumineux (EB) utilisé est le même que celui utilisé dans le chapitre 5, à savoir la fraction AE (agrégats d'enrobé) de l'enrobé bitumineux usagé (EU). Ce matériau a été broyé avec un broyeur à rouleaux en acier, puis tamisé pour ne conserver que les morceaux de granulométrie inférieure à 1 mm.

1.2. Incubations

L'ensemble des essais écotoxicologiques et analyses microbiologiques présentés dans ce chapitre ont été réalisés sur des substrats ayant subi une incubation. Cette incubation a duré 59 j et a été réalisée à partir des 4 sols (F, P, UD1 et I2), mélangés ou non avec de l'enrobé bitumineux, soit 8 modalités. Les masses et proportions de sol et d'EB présentes dans les mélanges sol + EB sont disponibles dans le tableau 6.1. Les conditions expérimentales de l'incubation sont globalement les mêmes que pour l'incubation 1 (INC1) du chapitre 5, l'enrobé bitumineux et le sol ayant été mélangés dans des proportions identiques. Ainsi, B_F possède 31 % de son carbone organique (CO) sous forme de C bitumineux, B_P 32 %, B_UD1 30 % et B_I2 58 %.

	Sol		Enrobé bitumineux	
	Masse	Proportion	Masse	Proportion
	g	%	g	%
B_F	444,8	89,0	55,2	11,0
B_P	450,8	90,2	49,2	9,8
B_UD	393,8	78,8	106,2	21,2
B_I2	307,2	61,4	192,8	38,6

Tableau 6.1. Masses sèches de sol et d'enrobé bitumineux présentées dans les différentes modalités et proportions par rapport à la masse totale (500 g).

B_F, Forêt + enrobé bitumineux ; B_F, Prairie + enrobé bitumineux ; B_UD1, Urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; B_I2, Sol industriel 2 + enrobé bitumineux

Les conditions sont également les mêmes que celles décrites dans le chapitre 5 pour la méthode de préparation du sol, le nombre de répétitions, le type de flacon, le mode de prélèvement des échantillons de gaz, la méthode de mesure des concentrations en CO_2 et le calcul de conversion des données de concentration en masses de CO_2 puis de carbone (section 2.1 du chapitre 5). L'incubation réalisée ici diffère de INC1 sous 3 aspects :

[13] Comme dans le chapitre précédent et dans une forme d'abus de langage, nous désignerons par le terme « sol » les échantillons de terre prélevés dans l'horizon 0-10 cm des différents sols décrits dans le chapitre 3.

- Les masses de substrat mises à incuber sont de 500 g de sol sec (flacons en verre de 1 L), quantité requise pour réaliser l'ensemble des mesures et tests décrits ci-dessous.
- La capacité de rétention en eau à laquelle les substrats ont été maintenus est de 80±2 % (contre 70±2 % pour INC1), pour une température de 24 °C.
- Les volumes d'air mort au contact des sols n'ont pas pu être estimés en remplissant les flacons d'eau, car l'intégrité des substrats devait être conservée pour réaliser les analyses et mesures. Les volumes d'air morts ont donc été estimés en soustrayant le volume occupé par les sols (estimé par lecture des gradations de volume indiquées sur les flacons de 1 L) au volume total de la bouteille (estimé par remplissage d'eau). Les volumes d'air mort permettant de calculer les quantités de CO_2 produites lors des incubations, ces valeurs sont moins précises que dans INC1 et INC2.

1.3. Rock-Eval (RE)

Des mesures Rock-Eval (RE) ont été réalisées sur les sols et mélanges sol + enrobé bitumineux à la fin de l'incubation (TF) (principe expliqué dans la section 2.5.2 du chapitre 5). Pour les besoins de cet essai, seuls les résultats de la phase de pyrolyse ont été exploités. Au début de l'étape de pyrolyse, l'échantillon est soumis à une température de 180 °C pendant 5 min 20 s (isotherme), puis progressivement amené à une température de 650 °C à raison d'un palier de 30 °C.min^{-1}. Une fois cette température atteinte, elle redescend progressivement pendant 3 min. Ce paramétrage RE de pyrolyse correspond à la méthode « Recent sediments » (Baudin, 2024). Les signaux et indicateurs issus de la pyrolyse utilisés pour les besoins de ce chapitre sont les suivants : S2, qui reflète la quantité de molécules hydrocarbonées (HC) présente dans l'échantillon ; S3, qui renseigne sur le caractère oxydé de la MO analysée grâce à la mesure des émissions de CO_2 sous pyrolyse ; TpkS2, qui est la température à laquelle la quantité maximale d'HC est relâchée et renseigne sur la récalcitrance thermique de l'échantillon ; IO et IH, qui indiquent respectivement la richesse de l'échantillon en oxygène et en hydrogène ; carbone organique total (COT), calculé à partir des données issues des phases de pyrolyse et d'oxydation. Pour ce dernier indicateur, la phase d'oxydation ayant subi un défaut de paramétrage, elle n'a pas fourni de résultats exploitables pour le sol industriel 2. Les COT de I2 et B_I2 ont donc été recalculés en appliquant un facteur de correction, calculé à partir des résultats de RE obtenus sur les échantillons de l'incubation 1 (INC1) du chapitre 5. Ces échantillons ont en effet fait l'objet de deux analyses RE, une première avec la méthode décrite ci-dessus et une deuxième avec la méthode décrite dans le chapitre 5. Toutes les analyses RE ont fait l'objet d'une seule répétition analytique.

1.4. Mesures microbiologiques

Toutes les mesures de microbiologie ont été réalisées sur le sol frais, prélevé au début de l'incubation (T0, une répétition) et à l'issue de l'incubation (TF, 4 répétitions) suivant les protocoles décrits ci-après utilisés en routine au sein du LSE.

1.4.1. Biomasse microbienne

La mesure de biomasse microbienne carbonée (BMC) a été réalisée selon le protocole décrit dans Jenkinson (1988). Après une étape de fumigation-extraction au chloroforme, les valeurs de carbone

organique soluble sont mesurées (analyseur TOC-VCSH, Schimadzu) sur les échantillons fumigés et sur leurs homologues non fumigés. De la différence entre ces valeurs résulte une première valeur, qu'on divise ensuite par un coefficient de 0,45 (valeur de référence donnée par Jenkinson pour un sol agricole). La biomasse microbienne carbonée est la somme de ces deux valeurs et est exprimée en $mgC.kg^{-1}$ sol sec. La BMC est une mesure directe et globale de la quantité de carbone d'origine microbienne présente dans le sol.

1.4.2. Activité microbienne

L'activité microbienne (AMC) a été mesurée avec la méthode « FDA Hydrolysis of Fluorescein Acetate », selon le protocole d'Adam & Duncan (2001). Pour réaliser cette mesure, du sol frais a été mélangé avec des solutions tampon et de la FDA. Le tout a ensuite été mis à agiter par retournement, avant d'être complété par un mélange acétone/eau déionisée puis filtré (papiers filtres Whatman n°4). Une lecture au spectrophotomètre (490 nm) a ensuite été réalisée. La teneur en FDA est déterminée par référence à une gamme étalon et est exprimée en $\mu g\ FDA.g^{-1}sol.h^{-1}$. L'AMC est une mesure non ciblée de l'activité enzymatique de déshydrogénase du sol qui donne donc un aperçu de l'activité microbienne globale.

1.4.3. Activités enzymatiques

Les activités enzymatiques d'arylsulfatase, de β-glucosidase, de phosphatase alcaline et d'uréase ont été mesurées. Pour les 3 premières, les enzymes ont été extraites des échantillons de sol par mise en solution dans un mélange toluène/eau déionisée, puis incubés dans les substrats appropriés (voir Acosta-Martínez et al., 2007) pendant 2 h à 37 °C. La concentration en p-nitrophénol (p-NP) a ensuite été lue au spectrophotomètre (400 nm). Ces activités enzymatiques sont exprimées en $\mu g\ p\text{-}NP.g\ sol^{-1}.h^{-1}$). La méthode utilisée pour mesurer l'activité enzymatique d'uréase est inspirée de Kandeler & Gerber (1988). Ces enzymes ont été extraites en mélangeant du sol frais avec une solution d'urée et de tampon borate, puis incubés pendant 2 h à 37 °C. A cette solution est ensuite ajoutée du chlorure de potassium et de l'eau déionisée, puis elle est mise à agiter par retournement et enfin filtrée (filtre seringue 0,45 µm). La concentration en ammonium est ensuite mesurée par spectrophotométrie (690 nm). L'activité d'uréase est exprimée en $\mu g\ NH_4\text{-}N.g\ sol^{-1}.h^{-1}$.

L'arylsulfatase joue un rôle dans la minéralisation du soufre, puisque qu'elle permet d'aboutir à la forme de soufre SO_4^{2-}, directement disponible pour les plantes. La β-glucosidase fait partie des enzymes actives dans la dégradation des carbohydrates, molécules issues des végétaux, à faible poids moléculaire et comptant parmi les plus facilement biodégradables par les micro-organismes du sol. Parmi toutes les enzymes de glucosidase, la β-glucosidase est la plus active dans les sols. La phosphatase alcaline, dont l'activité est optimale dans les sols à pH supérieur à 7, catalyse l'hydrolyse des groupements phosphate, jouant un rôle dans la minéralisation du phosphore organique. Enfin, l'uréase catalyse l'hydrolyse de l'urée (CH_4N_2O) en NH_3 et en CO_2, et renseigne sur le fonctionnement du cycle de l'azote du sol (Ekenler, 2002). Ces 4 activités enzymatiques seront utilisées dans ce chapitre comme des indicateurs du fonctionnement des cycles dans lesquels elles sont actives au sein des sols.

1.5. Tests de germination-croissance

Des tests de germination-croissance ont été réalisés sur les sols frais (modalités avec et sans enrobé bitumineux) issus de l'incubation, selon la norme ISO 11269-2 (2009) (AFNOR, 2009). Ce test écotoxicologique consiste à comparer l'émergence des graines et la croissance (biomasse aérienne) de deux espèces végétales, *Avena sativa* (Avoine - AS) et *Brassica rapa* (Navette - BR), cultivées dans des substrats contenant des substances susceptibles d'impacter leur développement, en l'occurrence les modalités avec EB de l'incubation. Ce traitement a été comparé, d'une part, avec le traitement sans EB de l'incubation, et d'autre part avec un substrat de référence contenant du sable (69 %), du kaolin (20 %), de la tourbe (10 %) et du carbonate de calcium ($CaCO_3$) broyé (1 %). Les graines d'AS et de BR ont été mises à germer dans 275 g de sol sec, à des capacités de rétention en eau de 60 % pour BR et 80 % pour AS. Les pots ont ensuite été placés dans des enceintes phytotroniques, permettant d'assurer une exposition lumineuse et une température identiques pour tous les traitements. Une fois que 50 % des graines ont germé, le test de croissance a duré 21 j. La biomasse aérienne a ensuite été récoltée, puis pesée avant et après séchage (70 °C pendant 16 h). Chaque modalité a fait l'objet de 3 répétitions.

1.6. Tests de toxicité algues d'eau douce

1.6.1. Lixiviation des sols

Des tests de toxicité sur des algues d'eau douce ont été réalisés sur les lixiviats des sols avec et sans EB, récupérés à l'issue de l'incubation. Les sols ont été mis au contact d'eau distillée selon un ratio liquide solide de 10, et le tout a été mis à agiter durant 24 h (15 rotations par minutes) dans le noir. Les solutions ainsi mélangées ont ensuite été mises à reposer 24 h (phase de sédimentation), puis centrifugées durant 20 min (5000 G). Les lixiviats ainsi obtenus (appelés « lixiviats sols ») ont ensuite été utilisés pour réaliser des tests chroniques d'écotoxicité sur l'algue verte unicellulaire *Raphidocelis subcapitata* (RS), selon la norme NF EN ISO 8692 (2012) (AFNOR, 2012). Les essais ont été menés dans des flacons *Erlenmeyer*, avec trois répétitions pour chaque modalité. Les flacons contenaient soit une solution contrôle, soit le lixiviat mélangé avec le milieu contenant la suspension d'algues d'eau douce. Le test a été réalisé à une concentration de 90 % : 45 mL de lixiviats sols et 5 mL de milieu contenant les algues. Ces solutions ont été maintenues à une température de 23 °C, exposées à une lumière continue et soumises à une agitation permanente pendant les 72 h de la durée du test. Le décompte des algues a été réalisé en mesurant la densité optique des solutions dans le domaine de la longueur d'onde de la photosynthèse (400-700 nm) tous les 24 h. Les résultats sont exprimés en nombre de cellules algales par mL de solution ($cell.mL^{-1}$). Les lixiviats dans lesquels ont été réalisés les tests de survie d'algues douces sont appelés « lixiviats sols + milieux »

Des mesures de pH ont également été réalisées sur les lixiviats sols et les lixiviat sols + milieu (1 répétition analytique). Ces mesures ont été faites à l'aide d'un multi-paramètre pH-EC-mètre (HANNA HI 255). Enfin, la concentration en carbone organique dissous (COD) des lixiviats bruts (3 répétitions) a été mesurée à l'aide d'un analyseur TOC-VCSH (Shimadzu), après filtration du lixiviat avec des filtre-seringues en microfibre de verre (Minisart NML Plus, 0,70 µm, grade GF). La méthode utilisée pour le dosage du COD est une combustion catalytique, et le CO_2 émis est quantifié à l'aide d'un capteur infrarouge non dispersif (NDIR). Le COD est exprimé en milligramme par litre ($mg.L^{-1}$).

1.7. Traitements statistiques

Des tests de comparaison de moyennes non paramétriques (Wilcoxon non apparié) ont été réalisés sur les résultats de microbiologie et d'écotoxicologie (p-valeur < 0,05). Tous les tests statistiques ainsi que l'analyse en composantes principales (ACP) ont été effectués avec le logiciel R.

2. *Effets sur les communautés de microorganismes du sol*

2.1. Résultats

Les résultats des incubations (productions de CO_2 au cours du temps) ne seront pas présentés dans ce chapitre. En effet, la faible précision de l'estimation du volume d'air mort dans les flacons rend peu fiable la conversion des volumes (ppm_v) en masse de carbone. D'autre part, les masses importantes de sols mises à incuber (500 g sec) font douter que l'entièreté du volume de sol ait eu accès aux mêmes conditions d'oxygène, laissant la possibilité d'une activité biologique différenciée au sein du sol entre la base des flacons et la surface des sols. Les quantités totales de CO_2 respirées ont seulement été utilisées pour éclairer l'analyse en composantes principales (Figure 6.5), considérant que les différences de production de CO_2 entre les sols et entre les modalités avec et sans enrobé bitumineux étaient relativement fiables. Pour une quantification plus fine des quantités de CO_2 mesurées à l'issue des incubations, les résultats du chapitre 5 seront préférés.

2.1.1. Rock-Eval

Les résultats des analyses Rock-Eval sont disponibles dans le tableau 6.2. Le COT des échantillons contenant de l'EB augmente consécutivement à l'ajout d'EB, sauf pour B_UD1 et B_I2 où le COT diminue. L'ajout d'enrobé bitumineux induit également des augmentations de S2, TpkS2 et IH par rapport aux sols seuls. En revanche, les modalités contenant de l'EB ont des S3 et IO plus faibles que celles sans EB.

	COT	S2	S3	TpkS2	IH	IO
	%	$mg.g^{-1}$	$mg.g^{-1}$	°C	-	-
F	2,96	5,95	5,82	454	201	197
P	2,13	3,52	5,71	432	165	268
UD1	5,31	12,31	8,38	370	232	158
I2	8,97	2,87	3,37	499	67	78
B_F	3,50	11,20	4,83	461	320	138
B_P	2,49	5,37	5,25	457	216	211
B_UD1	5,27	16,61	7,07	462	315	134
B_I2	7,58	15,17	1,95	457	322	41

Tableau 6.2. Paramètres Rock-Eval issus de la phase de pyrolyse.

F, Forêt ; B_F, Forêt + enrobé bitumineux ; P, Prairie ; B_F, Prairie + enrobé bitumineux ; UD1, Urbain descellé 1 ; B_UD1, Urbain descellé 1 + Enrobé bitumineux ; I2, Sol industriel 2 ; B_I2, Sol industriel 2 + enrobé bitumineux. COT, Carbone organique total ; S2, intensité du signal S2 ; S3, intensité du signal S3 ; TpkS2, température au sommet du signal S2 ; IH, indice hydrogène ; IO, indice oxygène. Pour toutes les modalités n=1.

2.1.2. Biomasse microbienne

Les valeurs de BMC (Figure 6.2) sont comprises entre 152 mgC.kg^{-1}sol (I2 à T0) et 2 108 mgC.kg^{-1}sol (B_P à TF). Le sol industriel 2 présente les BMC les plus basses, suivi de près par le sol forestier, puis le sol urbain descellé 1 et enfin le sol prairial, dont les BMC sont les plus élevées parmi les 4 sols. L'évolution des BMC entre le début et la fin de l'incubation diffère selon les modalités : diminution à TF pour F (-27 %), B_F (-13 %), P (-12 %), UD1 (-48 %) et B_I2 (-14 %) ; augmentation dans B_P (126 %), B_UD1 (21 %) et I2 (211 %). L'ajout d'enrobé bitumineux au sol produit dans tous les sols sauf la prairie[14] une augmentation de la BMC dès T0, tendance qui se confirme pour F et UD1 à TF et s'inverse pour P, tandis que les valeurs pour I2 sont très proches pour les deux modalités. A la fin de l'incubation, toutes les modalités contenant de l'EB sauf B_I2 ont donc une BMC significativement plus élevée (p-valeur < 0,05) que leurs homologues sans enrobé bitumineux.

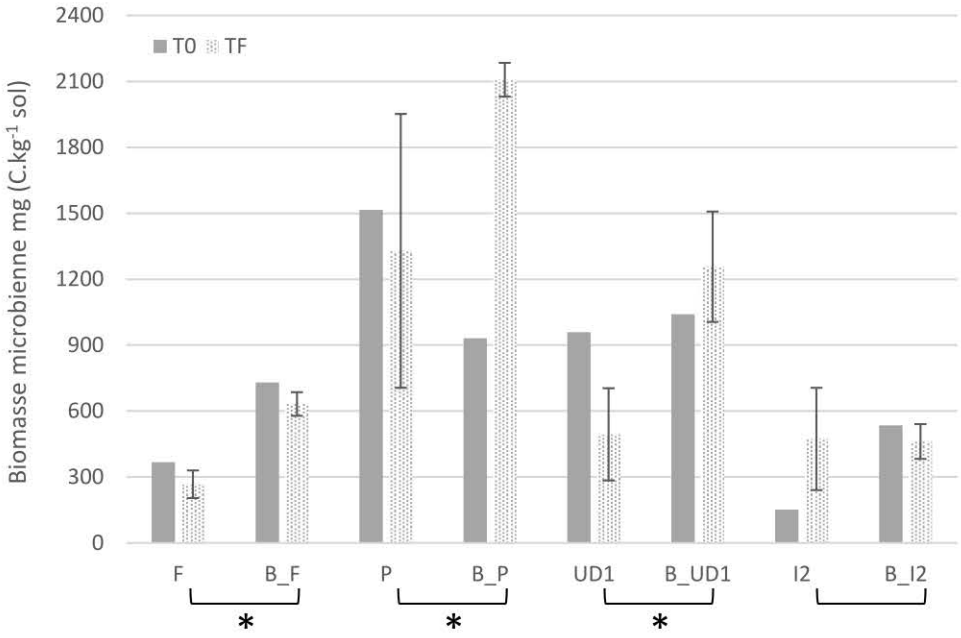


Figure 6.2. Biomasses microbiennes des sols des différentes modalités avant le début de l'incubation (0) et à la fin de l'incubation (TF).

*Pour T0, n=1, pour TF, n=4 ; * significativité du test de comparaison de moyenne (Wilcoxon, non apparié, p-valeur < 0,05) ; F, Forêt ; B_F, Forêt + enrobé bitumineux ; P, Prairie ; B_F, Prairie + enrobé bitumineux ; UD1, Urbain descellé 1 ; B_UD1, Urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I2, Sol industriel 2 ; B_I2, Sol industriel 2 + enrobé bitumineux*

2.1.3. Activité microbienne

Pour les valeurs d'AMC (Figure 6.3), les dynamiques sont inverses à celles observées pour la BMC. F affiche les valeurs les plus élevées, suivi par UD1 et B_UD1 puis B_F, P et B_P, tandis que I2 et B_I2 (sauf à TF) ont des valeurs quasiment nulles. Au cours du temps, les valeurs d'AMC diminuent légèrement, dans les modalités avec ou sens enrobé bitumineux. Seul le sol forestier enregistre une diminution d'AMC plus importante (– 43 µg FDA.g^{-1}sol.h^{-1}). C'est l'inverse dans I2, dont l'AMC augmente nettement entre le début et la fin de l'incubation : multiplication par 6 pour I2, et par 11 pour B_I2. Cette spécificité

[14] Il faut noter qu'une des 4 répétitions de P à TF a une BMC de 420, sans laquelle la valeur moyenne de cette modalité est légèrement supérieure (1632 mgC.kg^{-1}sol) à P à T0 (1515 mgC.kg^{-1}sol).

montre que l'activité enzymatique globale était initialement très faible dans I2. L'ajout d'enrobé bitumineux dans le sol produit des effets inverses à ceux observés pour la BMC : tous les sols sauf I2 voient leur AMC diminuer (à T0 comme à TF) lorsqu'on les mélange avec de l'enrobé bitumineux, dans des proportions plus importantes pour le sol forestier, et moindres pour le sol prairial et UD1. Quant à I2, l'ajout d'enrobé bitumineux vient augmenter l'activité microbienne globale, effet qui est surtout perceptible à TF. Ces différences à TF entre les modalités avec et sans enrobé bitumineux sont toutes significatives sauf pour le sol urbain descellé 1.

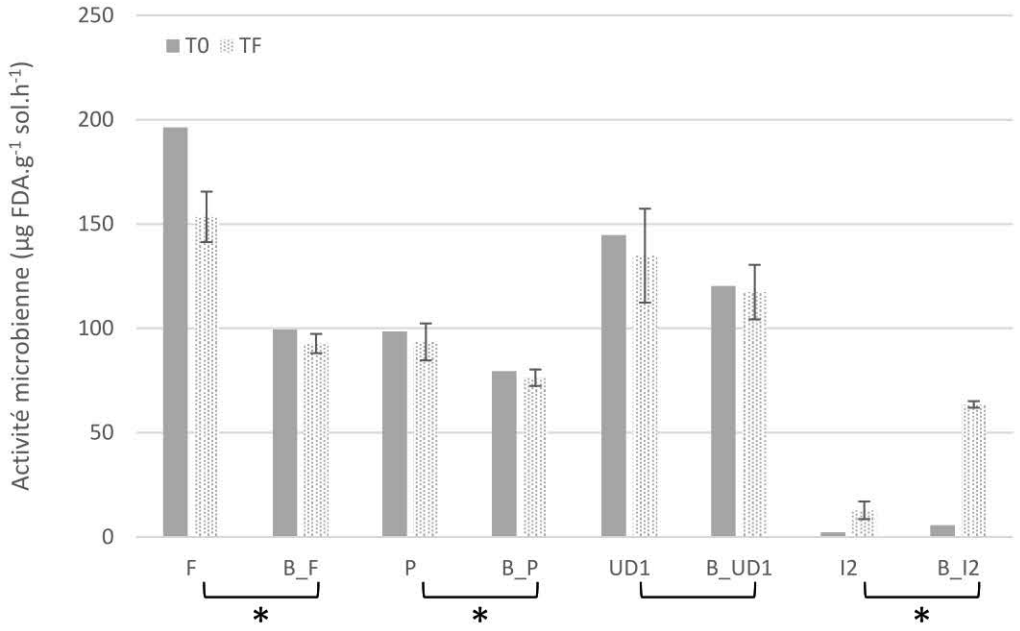


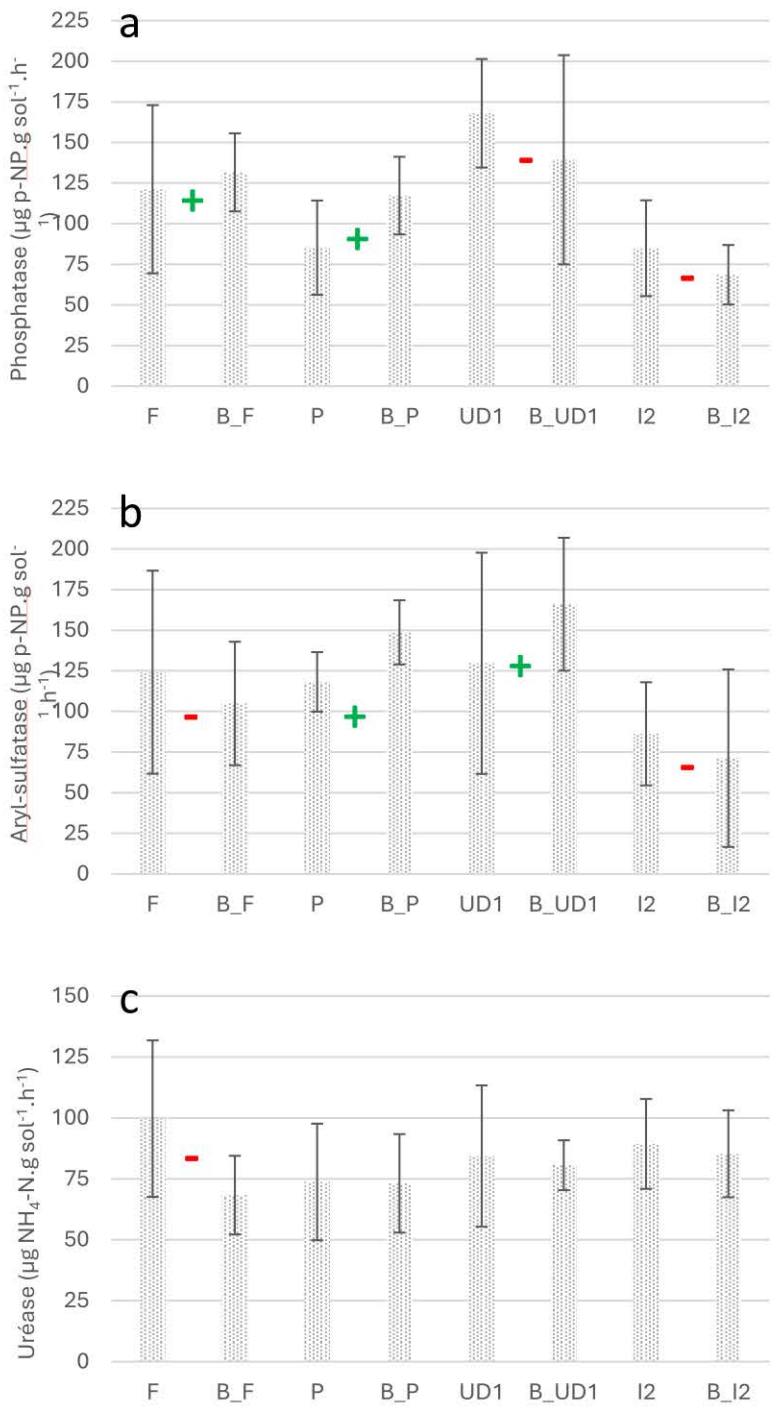
Figure 6.3. Activité microbienne (AMC) des différentes modalités avant le début de l'incubation (T0) et à la fin de l'incubation (TF).

*Pour T0, n=1, et pour TF, n=4. *, significativité du test de comparaison de moyenne (Wilcoxon, non apparié, p-valeur < 0,05). F, Forêt ; B_F, Forêt + enrobé bitumineux ; P, Prairie ; B_F, Prairie + enrobé bitumineux ; UD1, Urbain descellé 1 ; B_UD1, Urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I2, Sol industriel 2 ; B_I2, Sol industriel 2 + enrobé bitumineux.*

2.1.4. Activités enzymatiques

Ce sont systématiquement les modalités avec ou sans enrobé bitumineux du sol urbain descellé 1 qui affichent les activités enzymatiques les plus élevées (Figure 6.4), sauf pour l'uréase où c'est F qui a la meilleure activité à TF. A l'inverse, le sol industriel 2 montre les activités enzymatiques les plus faibles, sauf pour l'uréase pour laquelle les valeurs sont identiques à celles des autres sols. Si les conséquences de l'ajout d'EB ne sont pas uniformes pour les 4 activités enzymatiques, la tendance globale observée est leur dégradation générale dans les modalités avec de l'enrobé bitumineux, bien que ces différences ne soient pas significatives. Pour le sol forestier, les modalités avec enrobé bitumineux ont globalement des activités enzymatiques plus faibles, sauf pour la phosphatase qui est légèrement plus forte dans la modalité avec EB. L'activité d'uréase dans B_F est particulièrement dégradée par rapport à celle de F. Pour le sol de prairie, les modalités avec enrobé bitumineux présentent toutes des activités enzymatiques plus élevées que celles sans enrobé bitumineux, avec des écarts assez importants, sauf pour l'uréase où les deux modalités affichent des valeurs quasi identiques. Les activités dans B_UD1 sont globalement plus faibles que dans UD1, sauf pour l'aryl-sulfatase qui est plus élevée dans la modalité avec EB. Enfin, toutes les modalités de I2 contenant de l'enrobé bitumineux ont une activité

enzymatique plus faible que celles n'en contenant pas. Aucune des différences observées entre les modalités AB et SB au sein des sols n'est significative à p-valeur <0,05 (test de Wilcoxon).



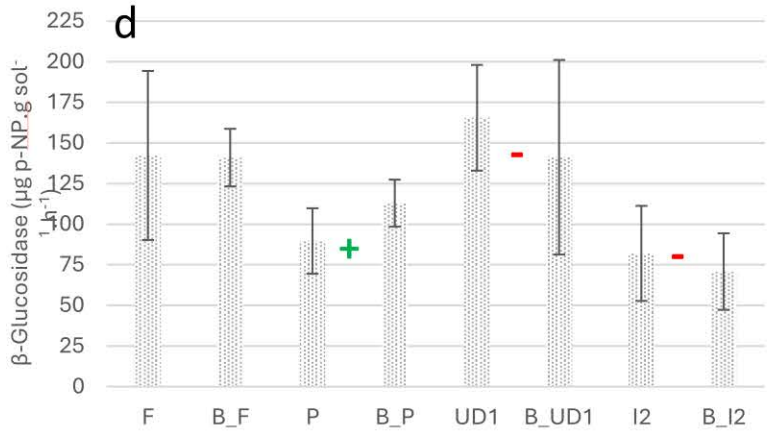


Figure 6.4. Activités de phosphatase (a), d'aryl-sulphatase (b), d'uréase (c) et de β-glucosidase (d) à la fin des incubations.

Attention, l'échelle et l'unité de l'uréase sont différentes de celles des autres activités. Les barres d'erreur indiquent les écarts-types au sein des modalités (n=4). F, Forêt ; B_F, Forêt + enrobé bitumineux ; P, Prairie ; B_F, Prairie + enrobé bitumineux ; UD1, Urbain descellé 1 ; B_UD1, Urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I2, Sol industriel 2 ; B_I2, Sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; + : évolution à la hausse visuellement perceptible ; - : évolution à la baisse visuellement perceptible.

2.2. Discussion intermédiaire

Les résultats RE sont en cohérence avec ceux obtenus dans le chapitre 5. Le COT des modalités contenant de l'enrobé bitumineux augmente quand le COT des sols initiaux est plus faible que celui de l'EB, et diminue quand il est supérieur à celui de l'EB. Seul B_UD1 affiche un COT qui semble légèrement sous-estimé, comme c'était déjà le cas avec la méthode « Bulk Rock » utilisée dans le chapitre 5. L'augmentation du S2 dans les échantillons avec enrobé bitumineux est due à la contribution du bitume, qui augmente la proportion de carbone pyrolysable. C'est la même logique qui préside aux augmentations de la TpkS2 et de IH dans les échantillons avec enrobé bitumineux : le carbone ajouté avec le bitume est thermiquement plus stable, et contient plus d'hydrogène et moins d'oxygène que la MO initiale du sol (IO plus faible dans les modalités avec enrobé bitumineux). La diminution de S3 avec l'ajout d'EB s'explique par la plus faible teneur en oxygène de l'EB par rapport à la MO du sol.

Les BMC des sols sont particulièrement élevées, la plus haute valeur (B_P) atteignant 2100 mgC.kg sol^{-1} et 9 des 16 valeurs étant supérieures à 600 mgC.kg sol^{-1}. A titre de comparaison, Petitjean et al., (2019) trouvent des valeurs comprises entre 159 et 488 mgC.kg sol^{-1} pour l'horizon 0-15 cm de sols agricoles de France métropolitaine et de Belgique. Une telle augmentation dans les mélanges contenant de l'enrobé bitumineux est en contradiction avec les observations de Mikajlo et al. (2025), qui avaient mis en évidence une diminution de l'abondance des micro-organismes (bactéries et champignons) dans des sols suite à l'ajout d'enrobé bitumineux. On peut douter que l'EB lui-même contienne une biomasse microbienne importante, ou que l'incubation ait induit une telle prolifération microbienne seulement dans les modalités avec EB. Ces valeurs de BMC si élevées, particulièrement dans B_P et B_UD1, pourraient donc être imputables à une interférence d'un carbone d'origine non microbienne, qui pourrait avoir perturbé la quantification de la BMC. Le chloroforme ($CHCl_3$), utilisé pour détruire les cellules des micro-organismes et en libérer le carbone, est également un solvant capable de mettre en solution le bitume (Lesueur, 2009; Petersen et al., 1994). Le chloroforme étant un composé volatile à température ambiante, une partie du carbone bitumineux a pu être mis en solution et fumigé au même

titre que le carbone microbien. Sur la base de cette hypothèse, l'entièreté du carbone mesuré dans les échantillons contenant de l'enrobé bitumineux ne proviendrait donc pas de la biomasse microbienne, mais également du carbone bitumineux. Il faudra donc interpréter les valeurs de BMC avec prudence, puisqu'elles sont probablement surestimées dans les échantillons avec EB.

La proportion de BMC par rapport au COT des différentes modalités (avec ou sans enrobé bitumineux) peut être calculée à partir des valeurs obtenues par analyse RE (Tableau 6.3). Un tel traitement confirme que la BMC du sol prairial seul est particulièrement élevée, et que l'EB ajouté conduit bien à une hausse de la BMC, y compris quand on prend en compte le carbone organique bitumineux dans le COT auquel on rapporte les valeurs de BMC.

	BMC	TOC RE	% TOC RE
	mgC/kg^{-1} sol	$mg.kg^{-1}$	%
F	267 ± 62,9	3,0	0,9
B_F	632,1 ± 53,7	3,5	1,8
P	1 329 ± 623	2,1	6,3
B_P	2 107,6 ± 76,8	2,5	8,5
UD1	494,1 ± 209,8	5,3	0,9
B_UD1	1 256,6 ± 251	5,3	2,4
I2	473,1 ± 232,6	9,0	0,5
B_I2	461,4 ± 79	7,6	0,6

Tableau 6.3. BMC rapportées carbone organique total (COT) des différentes modalités d'incubation.
F, Forêt ; B_F, Forêt + enrobé bitumineux ; P, Prairie ; B_F, Prairie + enrobé bitumineux ; UD1, Urbain descellé 1 ; B_UD1, Urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I2, Sol industriel 2 ; B_I2, Sol industriel 2 + enrobé bitumineux.

Ces résultats sont partiellement en phase avec les quantités de CO_2 produites au cours des incubations (résultats non présentés), qui sont plus élevées dans les modalités avec EB pour F et I2 mais pas pour P et UD1. Les enseignements des précédentes incubations sur la probable déstabilisation du pool de carbone originel par suite de l'ajout d'EB de granulométrie grossière incitent cependant à la prudence quant à l'affectation des flux de CO_2 additionnels dans les modalités avec enrobé bitumineux à la dégradation du carbone bitumineux.

C'est d'ailleurs ce que viennent rappeler les valeurs d'activité microbienne (AMC), qui ont diminué dans les modalités avec EB pour F, P et UD1, à l'inverse de I2 où l'AMC a fortement augmenté après ajout d'enrobé bitumineux. Ces résultats indiquent que si l'EB semble bien avoir modifié l'abondance des communautés bactériennes, sa présence a occasionné une diminution de l'activité microbienne générale des sols. Cela pourrait être une indication d'un effet de toxicité de l'EB sur les microorganismes du sol. Cette diminution de l'AMC n'est pas proportionnelle au carbone bitumineux ajouté (Tableau 6.1), ce qui montre qu'on ne peut pas juste l'attribuer à la diminution du pool de carbone facilement dégradable, mais bien à une perturbation à la baisse de l'activité de déshydrogénase générale des sols. A l'inverse, l'AMC de B_I2 a clairement été augmentée après ajout d'enrobé bitumineux. Cette augmentation s'observe également dans la modalité sans EB mais dans des proportions bien moindres. Cette augmentation est tout à fait en phase avec les mesures de CO_2 réalisées au cours de l'incubation, qui sont plus de trois fois supérieures dans la modalité avec EB par rapport à la modalité sans EB. I2

ayant été stocké à l'abri de l'eau et de la lumière pendant plus de 15 ans, il semble logique que sa mise en condition de température et d'humidité optimales ait dopé son activité microbienne. Mais le fait que l'ajout d'enrobé bitumineux ait réellement démultiplié cette activité est probablement en partie imputable à l'augmentation de la texture engendrée par l'ajout d'EB et décrite dans le chapitre 5 (Tableau 5.5 et Figure 5.11).

Il est possible de normaliser l'activité microbienne de chaque modalité en rapportant les valeurs d'AMC à TF à leurs valeurs d'AMC à T0 (Tableau 6.4). Ce traitement montre d'abord que l'incubation n'a pas eu pour effet, contrairement à ce qu'on aurait pu attendre, d'augmenter l'activité générale de dégradation de la MO. Sauf pour I2 où la mise en incubation a clairement réactivé l'activité biologique du sol, qui était initialement très faible. Ce traitement vient ensuite confirmer les résultats de l'incubation : si l'ajout d'EB a eu peu d'effet sur les sols de prairie et urbain descellé 1, un effet négatif notable est constaté sur le sol de forêt et un effet positif élevé sur le sol industriel 2.

	AMC TF/AMC T0
F	0,78
B_F	0,93
P	0,95
B_P	0,96
UD	0,93
B_UD	0,98
I2	5,48
B_I2	11,22

Tableau 6.4. Normalisation des activités microbiennes à TF par les activités microbiennes à T0.
F, Forêt ; B_F, Forêt + enrobé bitumineux; P, Prairie ; B_F, Prairie + enrobé bitumineux; UD1, Urbain descellé 1 ; B_UD1, Urbain descellé 1 + enrobé bitumineux; I2, Sol industriel 2 ; B_I2, Sol industriel 2 + enrobé bitumineux.

La diminution très importante de l'activité microbienne dans le sol de forêt va dans le sens de l'hypothèse, faite dans le chapitre 5, d'une contribution du carbone inorganique apporté par l'enrobé bitumineux aux émissions de CO_2 additionnelles observées, ceci du fait du pH initial très faible de ce sol. Enfin, la comparaison des valeurs de BMC avec celles d'AMC montre que les communautés microbiennes du sol de prairie, bien que très présentes (BMC très élevée), sont moins actives que celles des sols de forêt, urbain descellé 1 et industriel 2, qui ont une BMC plus faible que le sol de prairie mais des AMC comparables (B_I2), équivalentes (F et B_F) ou supérieures (UD1 et B_UD1) à P et B_P. Les micro-organismes sont donc présents en masse dans le sol de prairie tout en étant peu actifs. Cela est en phase avec les données RE : P et B_P sont de loin les sols ayant l'IO le plus élevés, ce qui est indicateur du caractère oxygéné de la matière organique qui y est présente. Cette BMC élevée montrerait donc une activité de dégradation intense (fort IO), mais passée (faible AMC).

Les résultats des 4 activités enzymatiques ciblées montrent que globalement, l'apport d'EB a eu un effet négatif, quoique dans de faibles proportions, sur l'activité des 4 cycles dans lesquels elles sont impliquées. Cet effet négatif confirme ce qui a été observé avec l'AMC, bien qu'il ne soit pas aussi tranché. Le fait que le sol prairial semble affecté positivement (ou pas affecté, pour l'uréase) par l'ajout d'enrobé bitumineux, pourrait s'expliquer par l'activité microbienne initialement faible, du fait d'une MO déjà dégradée et oxydée. L'apport d'EB a pu jouer le rôle de catalyseur, sûrement temporaire, d'une activité de biodégradation de la MO plutôt limitée jusqu'alors. Les communautés microbiennes

étant présentes en masse dans ce sol, elles ont pu être remobilisées par cette perturbation causée par l'ajout d'EB. Les effets négatifs observés sur les autres sols confirment bien les conséquences globalement néfastes de l'EB sur l'activité enzymatique des sols. Par exemple, le sol forestier qui avait l'activité uréase la plus élevée parmi toutes les modalités voit celle-ci nettement diminuer consécutivement à l'ajout d'EB, pour retrouver des valeurs proches des autres. Cependant, les activités enzymatiques mesurées ciblant des activités de dégradation de MO d'origine naturelle, il n'est pas possible de savoir si d'autres enzymes sont à l'œuvre, notamment dans la dégradation de carbone bitumineux. La question se pose en effet de savoir si le surcroît d'activité observé dans B_I2 pourrait être imputable à la mobilisation du carbone bitumineux par des microorganismes spécialisés dans la dégradation de chaînes hydrocarbonées. Ces résultats sont à mettre en regard de ceux de Rompato et al. (2025) qui avaient mis en évidence, dans des essais d'incorporation d'enrobé bitumineux en mélange avec du compost urbain et du sol urbain excavé, une absence d'effet négatif de l'EB sur les mêmes activités enzymatiques.

La réalisation d'une ACP (Figure 6.5) en intégrant les masses totales de CO_2 respirées lors de l'incubation, les indicateurs RE, les caractéristiques principales des sols et les résultats de microbiologie montre que les sols se répartissent au sein de trois groupes (représentation de 67,5 % de la variabilité sur les deux premiers axes). Le premier est constitué du sol industriel 2 avec ou sans EB, qui possède une texture riche en sables grossiers, ainsi qu'un COT, un taux de carbonates actifs ($CaCO_3$), une TpkS2 et une activité uréase élevés. A l'opposé figurent les autres sols, divisés entre un groupe composé du sol urbain descellé 1 avec et sans enrobé bitumineux, qui possède des paramètres agronomiques plus favorables à la croissance et au développement des organismes que les sols forestier et de prairie, en bas du graphique. Tous ces sols affichent des quantités de CO_2 respirées à la fin de l'incubation bien plus élevées que le sol industriel 2, ainsi que des activités enzymatiques globalement meilleures, et des paramètres RE caractéristiques d'une MO oxydée (S3) ou riche en composés thermiquement instables pour UD1 (S2). L'ACP permet donc de faire émerger un continuum d'anthropisation de la MO, allant des sols contenant une MO essentiellement d'origine anthropique (I2 et B_I2), en passant par les sols contenant une MO modifiée par l'activité humaine (compost présent dans le sol UD1) pour arriver à ceux contenant une MO essentiellement naturelle (sols de prairie et de forêt). A chaque fois, l'ajout d'enrobé bitumineux vient « recentrer » ces sols au sein de l'ACP, en gommant leurs différences.

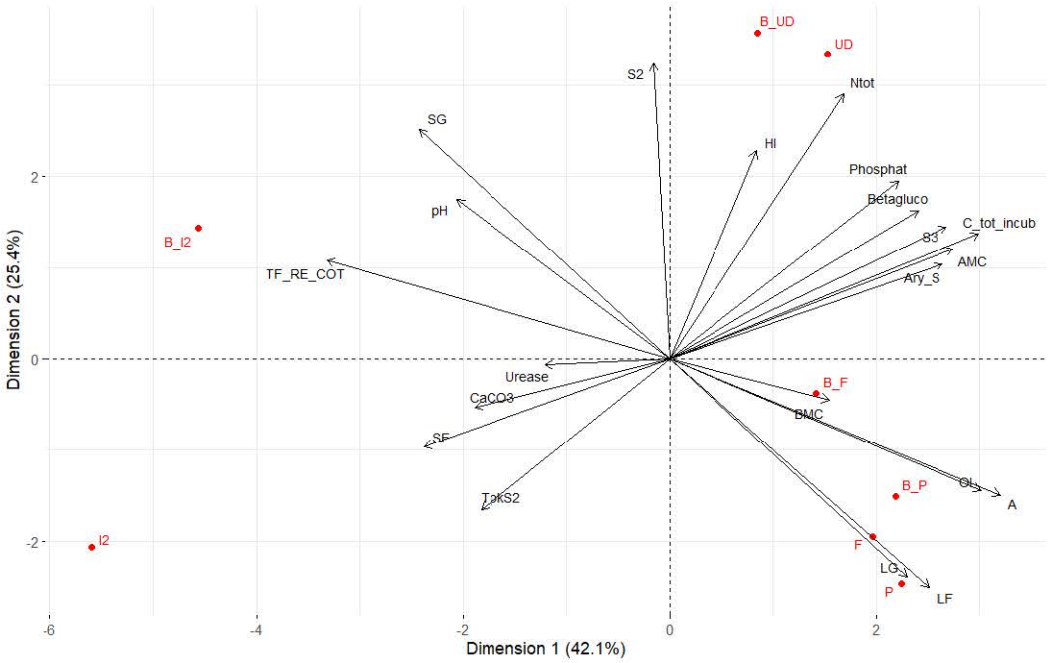


Figure 6.5. Analyse en composantes principales avec les paramètres physico-chimiques des sols, les résultats de microbiologie et les paramètres Rock-Eval.

F, Forêt ; B_F, Forêt + enrobé bitumineu x; P, Prairie ; B_F, Prairie + enrobé bitumineux ; UD, Urbain descellé 1 ; B_UD, Urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; I2, Sol industriel 2 ; B_I2, Sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; C_tot_incub, masses totales de CO_2 (g) mesurées à la fin de l'incubation ; TF_RE_COT, COT mesurée par Rock-Eval à TF ; SG, sables grossiers ; SF, sables fins ; LG, limons grossiers ; LF, limons fins ; A, argiles.

3. *Effets sur la germination et la croissance de plantes supérieures*

3.1. Résultats

3.1.1. Germination

Les tests statistiques (Wilcoxon, p-valeur<0,05) réalisés sur les résultats d'écotoxicologie n'ont laissé apparaître aucune significativité des différences entre les modalités et au cours du temps. Les résultats seront donc interprétés uniquement en tendance.

Le suivi de l'émergence des semis d'avoine (*Avena sativa* - AS) et de navette (*Brassica rapa* - BR) (Annexe 5) montre qu'il n'y a pas de différence notable dans les taux de germination des modalités entre le témoin, les modalités sans enrobé bitumineux et les modalités avec enrobé bitumineux. Pour BR comme pour AS, les graines germent à la même vitesse dans toutes les modalités. Pour la navette, B_P affiche moins de plants à TF du fait d'une répétition où le taux de germination n'a été que de 7 sur 10 et dont seulement 3 plants sur 10 ont survécu à TF. Une telle défaillance ne semble pouvoir être attribuée à l'effet de l'EB, puisqu'elle n'est pas observée dans les deux autres répétitions dont le taux de survie est de 100 % à TF. B_I2 affiche aussi un léger retard dans la germination, dû à une répétition dont les graines ont mis plus de temps à germer que les autres.

3.1.2. Croissance

Les biomasses sèches récoltées par plant, à l'issue du test de croissance de BR et AS, sont présentées dans les figures 6.6 et 6.7. La modalité T correspond au résultat pour le substrat de référence dont l'écart-type important indique une forte dispersion des valeurs. Pour la navette (BR), les biomasses produites sont inférieures au substrat de référence pour le sol forestier avec et sans enrobé bitumineux, ainsi que dans I2 avec EB où la production de biomasse est particulièrement faible. Toutes les autres modalités affichent des biomasses sèches proches ou supérieures au substrat de référence. L'ajout d'enrobé bitumineux dégrade légèrement la production de biomasse pour le sol forestier, et très fortement pour le sol industriel 2. Pour les sols de prairie et urbain descellé 1, la biomasse produite est plus haute dans les modalités avec EB, avec un fort écart-type pour UD1 sans EB.

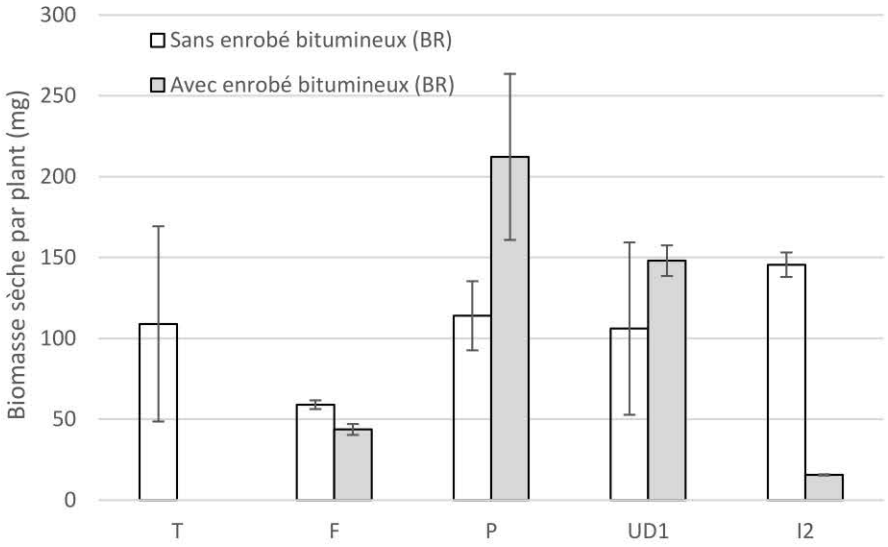


Figure 6.6. Biomasse sèche produite par plan pour la navette (*Brassica rapa*) à l'issue du test de germination-croissance.
Les barres d'erreur indiquent les écarts-types au sein des modalités (n=3). T, témoin ; F, Forêt ; P, prairie ; UD1, sol urbain descellé 1 ; I2, sol industriel 2.

Pour l'avoine (AS), seul le sol industriel sans EB (I2) affiche une production de biomasse supérieure au sol de référence (T), mais ces deux modalités ont des écart-type très importants. Les autres modalités affichent une production de biomasse inférieure au sol de référence. Les modalités avec EB ont, par rapport à celles sans EB, une production de biomasse sèche supérieure dans le sol forestier et le sol de prairie, mais inférieure dans le sol urbain descellé 1.

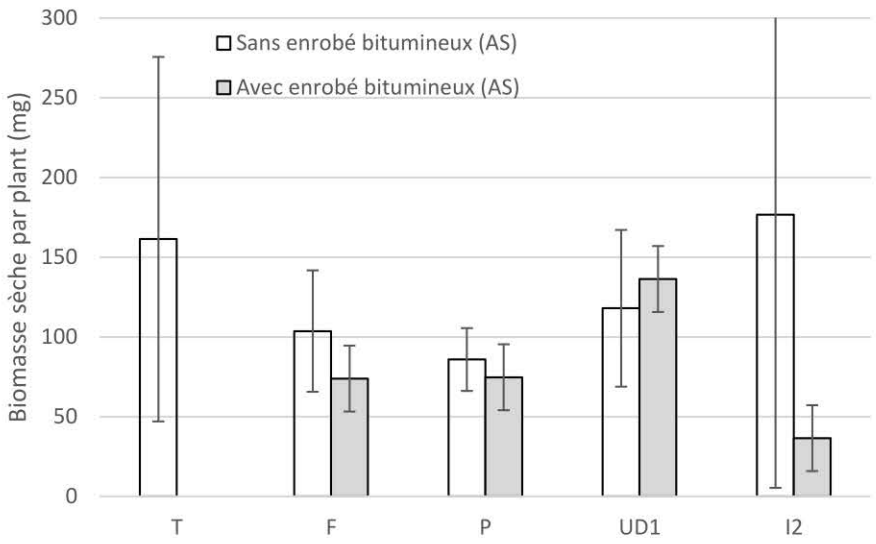


Figure 6.7. Biomasse sèche produite par plan pour l'avoine (AS) à l'issue du test de germination-croissance.
Les barres d'erreur indiquent les écarts-types au sein des modalités (n=3). T, témoin ; F, Forêt ; P, prairie ; UD, sol urbain descellé ; I2, sol industriel 2.

En considérant les sols sans EB comme les sols de référence par rapport aux traitements avec EB, il est possible de représenter graphiquement l'effet de l'ajout d'enrobé bitumineux sur la production de biomasse (Figure 6.8). On observe ainsi que l'ajout d'EB dans le sol industriel 2 a un effet très fortement négatif sur la production de biomasse avec des chutes respectives de 89 % et 79 % pour BR et AS. Cet effet à la baisse se retrouve également dans le sol forestier, mais en moindre mesures, avec respectivement 26 % et 29 % d'inhibition de croissance pour BR et AS. Le sol de prairie montre une réponse très différente entre la navette et l'avoine, la première espèce réagissant très positivement à l'ajout d'EB (+ 86 %) quand la deuxième voit sa production légèrement dégradée (- 13 %). Quant au sol urbain descellé 1, la production de biomasse des deux espèces augmente avec l'ajout d'enrobé bitumineux, et ceci trois fois plus pour la navette que pour l'avoine.

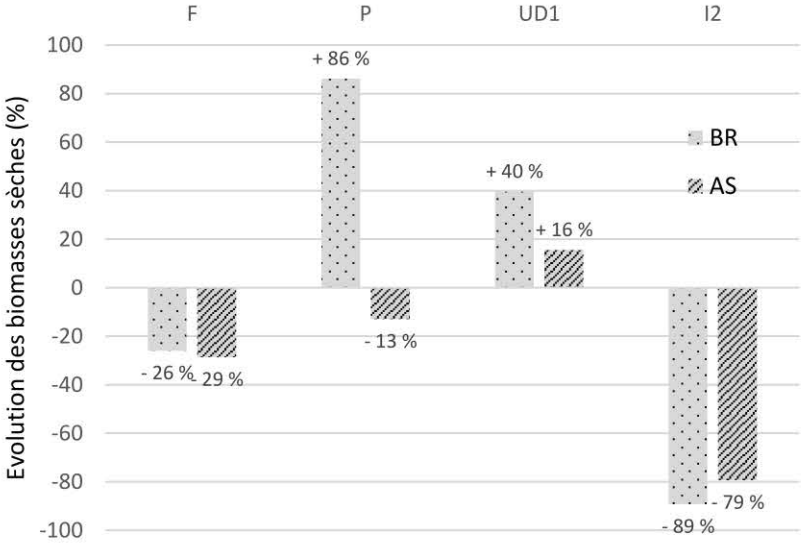


Figure 6.8. Evolution des biomasses sèches de navette (BR) et avoine (AS) dans les modalités avec enrobé bitumineux par rapport aux modalités sans enrobé bitumineux (%).
Les barres d'erreur indiquent les écarts-types au sein des modalités (n=3). F, sol forestier ; P, sol de prairie ; UD1, sol urbain descellé 1 ; I2, sol industriel 2.

4. *Effets sur le taux de survie d'algues d'eau douce*

4.1. Résultats

4.1.1. Test algues

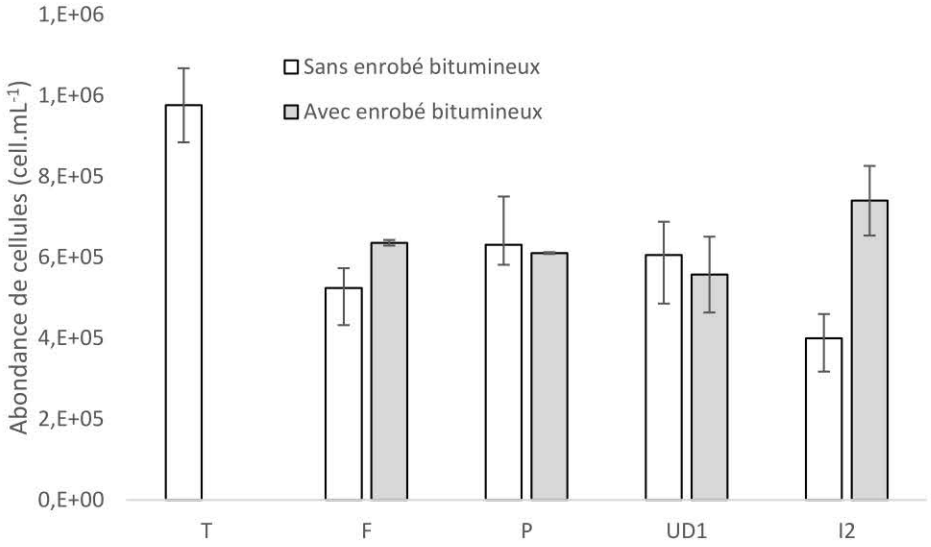


Figure 6.9. Abondance de cellules dénombrées dans le test écotoxicologique sur les algues d'eau douce cultivées dans les lixiviats sols + milieux des différentes modalités.
Les barres d'erreur indiquent les écarts-types au sein des modalités (n=3). T, lixiviat du milieu témoin ; F, lixiviat du sol de forêt (F), P, lixiviat du sol de prairie ; UD1, lixiviat du sol urbain descellé 1 ; I2, lixiviat du sol industriel 2.

La croissance des cellules algales (Figure 6.9) est plus faible dans tous les lixiviats de sols, qu'ils soient avec ou sans EB, par rapport à la solution témoin (976 000 cell.mL^{-1}). Pour les différents sols, la présence d'EB affecte peu la croissance algale. L'abondance de cellules est ainsi plus élevée dans les modalités avec EB pour le sol de forêt, et surtout pour le sol industriel 2. Quant aux sols de prairie et urbain descellé 1, l'ajout d'enrobé bitumineux n'impacte pas (B_P) ou très peu (B_UD1) l'abondance cellulaire. En considérant les lixiviats sans EB comme lixiviats de référence par rapport aux lixiviats issus de sols contenant de l'EB, il est possible de représenter graphiquement l'effet de la présence d'enrobé bitumineux dans le sol lixivié sur la survie d'algues douces cultivées dans ce lixiviat (Figure 6.10).

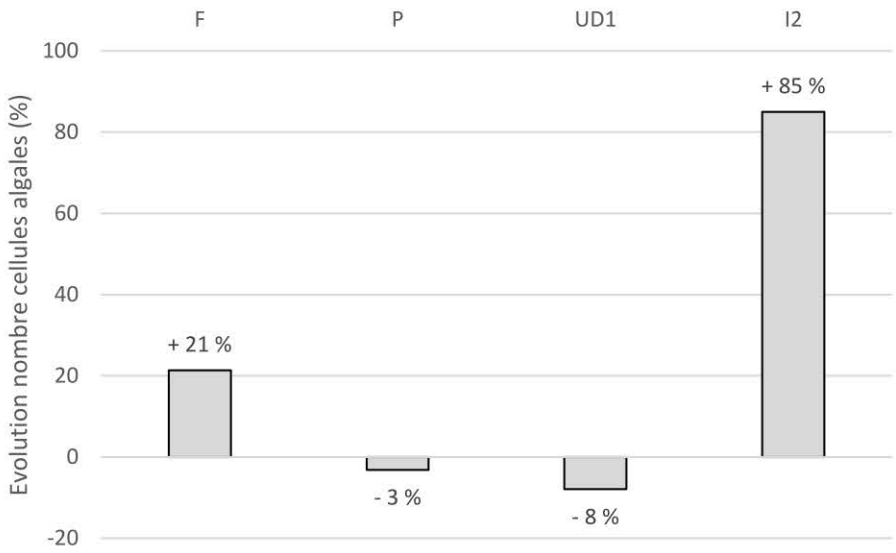


Figure 6.10. Évolution du nombre de cellules algales dans les modalités avec enrobé bitumineux par rapport aux modalités sans enrobé bitumineux (%).
F, lixiviat du sol de forêt ; P, lixiviat du sol de prairie ; UD1, lixiviat du sol urbain descellé 1 ; I2, lixiviat du sol industriel 2.

4.1.2. Carbone organique dissous et pH

Les résultats du test de croissance des algues douces peuvent être éclairés par les mesures de carbone organique dissous (COD) (Figure 6.11) et de pH (Figure 6.12). Premièrement, on remarque que l'enrobé bitumineux (EB) relargue une quantité non négligeable de COD (16,1 mg.L^{-1}), inférieure à UD1 qui en contient le plus (20,7 mg.L^{-1}) mais supérieure à I2, F et P qui en contient le moins (4,5 mg.L^{-1}). L'ajout d'EB engendre, dans tous les sols, une augmentation du COD, modérée pour B_UD1 (29 %) et B_P (41 %) et plus marquée pour B_F (130 %) et B_I2 (158 %).

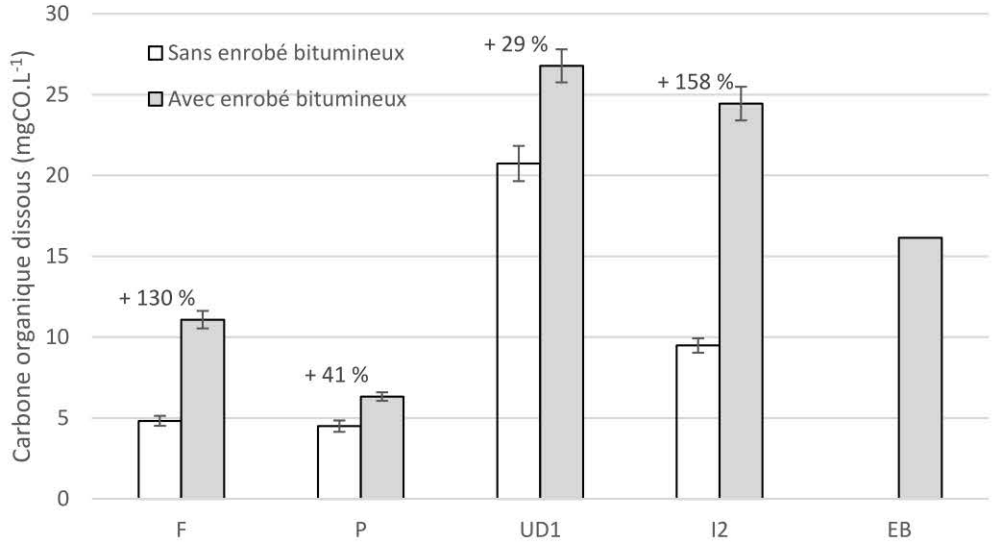


Figure 6.11. Valeurs de carbone organique dissous (COD) obtenues sur les lixiviats sols + milieux de culture et sur le lixiviat d'enrobé bitumineux (sans milieu de culture).
Pour chaque modalité n=3. F, lixiviat du sol de forêt ; P, lixiviat du sol de prairie ; UD1, lixiviat du sol urbain descellé 1 ; I2, lixiviat du sol industriel 2 ; EB, lixiviat d'enrobé bitumineux. Pour toutes les modalités, n=3 sauf pour B où n=1. Les barres d'erreurs indiquent l'écart-type. Les valeurs de pourcentages correspondent aux variations de COD entre les modalités avec et sans enrobé bitumineux au sein de chaque sol.

Les pH eau des sols sont compris entre 5,3 (F) et 8,3 (I2). L'ajout d'enrobé bitumineux dans les sols induit une augmentation de leur pH, plus importante pour B_F (+ 0,49) et B_P (+ 0,17) que pour B_I2 (+ 0,07), tandis que B_UD1 voit son pH inchangé par l'ajout d'EB.

Les pH des lixiviats de sols avant mélange avec le milieu de culture sont corrélés aux pH de sols, F possédant le plus faible, suivi par P puis I2 et UD1, l'ordre étant inversé pour ces deux derniers par rapport aux pH de sol. L'ajout d'EB engendre aussi très majoritairement une augmentation du pH dans les lixiviats. Seul B_I2 a un pH plus faible (7,32) que son homologue sans enrobé bitumineux (7,72).

Lorsqu'on ajoute le milieu de culture (10 % en volume) au lixiviat (90 % en volume), les pH sont tous augmentés par rapport aux lixiviats de sol. Le pH du milieu est de 8,07, et celui de toutes les modalités avec ou sans EB sont toutes proches de cette valeur, à l'exception de F et B_F qui ont des pH respectifs de 6,53 et 7,24.

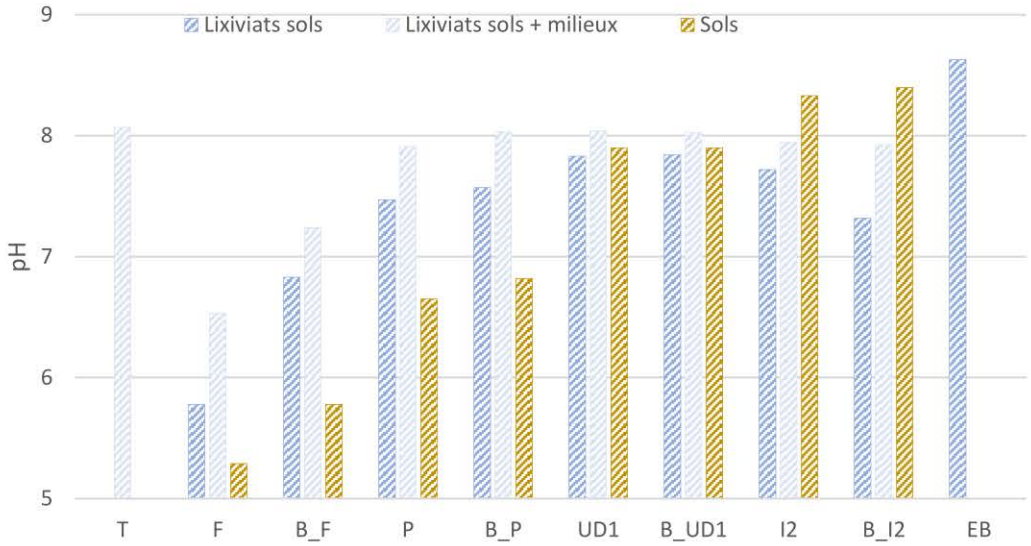


Figure 6.12. Valeurs de pH obtenues pour les lixiviats de sols seuls (lixiviats sols), les lixiviats de sols contenant du milieu de culture (lixiviats sols + milieux) et pour les sols (pH eau), avec et sans enrobé bitumineux.
Pour chaque modalité n=1. T, milieu de culture seul ; F, sol forestier ; B_F, sol forestier + enrobé bitumineux ; P, sol prairial ; B_P, sol prairial + enrobé bitumineux ; UD1, sol urbain descellé 1 ; B_UD1, sol urbain descellé 1+ enrobé bitumineux ; I2, sol industriel 2 ; B_I2, sol industriel 2 + enrobé bitumineux ; EB, enrobé bitumineux broyé < 1 mm.

4.2. Discussion intermédiaire (tests écotoxicologiques)

Les résultats des tests écotoxicologiques montrent des effets contrastés de l'ajout d'enrobé bitumineux selon les sols.

4.2.1. Essais plantes

Dans le sol de forêt, la présence d'EB impacte négativement la croissance des deux espèces végétales testées par rapport au sol sans enrobé bitumineux. Cet impact négatif sur la croissance des végétaux pourrait être dû aux caractéristiques agronomiques moins optimales du sol forestier par rapport aux autres sols (Tableau 3.6, chapitre 3), tenant à son acidité (pH 5,3), à sa faible capacité d'échange cationique (8,2 $cmol^{+} \cdot kg^{-1}$), à un taux d'aluminium libre Al^{3+} élevé (1,6 $cmol^{+} \cdot kg^{-1}$) et à un taux de calcium disponible plus faible (5,2 $cmol^{+} \cdot kg^{-1}$). Malgré la hausse du pH (5,8) consécutive à l'ajout d'enrobé

bitumineux, les caractéristiques agronomiques de B_F restent moins favorables à la croissance de végétaux que celles des autres sols comme P ou UD. L'ajout d'enrobé bitumineux, en augmentant la proportion de sables grossiers, vient potentiellement dégrader la déjà faible quantité de ressources nutritives dans ces sols. En outre, la possible déstabilisation du carbone inorganique bitumineux du fait du pH acide du sol, déjà évoquée ci-dessus, a pu dégrader encore l'aptitude du mélange sol + enrobé bitumineux à permettre le développement de végétaux.

Dans le sol de prairie, l'effet favorable à la croissance de *Brassica rapa* de l'ajout d'EB doit être considéré avec précaution du fait de la forte dispersion des 3 valeurs de biomasse sèche.

Dans le sol industriel, l'apport d'EB en proportions très importantes (58 % du COT du sol initial) a un effet rédhibitoire sur la croissance des végétaux. Par ailleurs, le fait que la biomasse sèche récoltée dans I2 sans enrobé bitumineux soit supérieure à celles de tous les autres sols seuls ainsi qu'au témoin est étonnant. Il semblerait que les polluants (d'hydrocarbures aromatiques polycycliques, HAP) présents dans ce sol ne soient pas disponibles pour les plantes et que les propriétés agronomiques de ce sol (Tableau 3.6, chapitre 3), dans la moyenne des autres sols testés (sauf F), permettent une croissance optimale des végétaux testés. Des essais menés dans le même sol (provenant du même site) sur le maïs (*Zea mays*) et le tabouret bleuâtre (*Noccaea caerulescens*) montrent des résultats opposés, à savoir une diminution de la biomasse produite du fait de la toxicité liée à la présence de HAP sur les végétaux cultivés (Ouvrard, 2016).

4.2.2. Essais algues d'eau douce

Les tests de toxicité sur les algues d'eau douce n'ont pas montré d'impact négatif marqué à la suite de l'ajout d'enrobé bitumineux. Seules de faibles diminutions du nombre de cellules sont observées dans B_P et B_UD1 (respectivement -3 % et -8 %). Il est même observé pour B_F et B_I2 un effet apparemment positif de l'ajout d'enrobé bitumineux sur le taux de survie des algues. Pour le sol industriel (I2), cet effet positif pourrait s'expliquer en partie par la toxicité du sol d'origine sur les algues, comme déjà relevé pour ce sol par Ouvrard et al. (2011). Une diminution de la quantité de ce sol toxique pour les algues dans l'échantillon lixivié provoquerait donc mécaniquement une moindre mortalité de ces dernières. Mais cet effet positif est aussi à mettre en perspective avec les augmentations de COD après ajout d'enrobé bitumineux, mais dans des proportions très différentes, élevées dans B_F et B_I2 (respectivement 130 % et 158 %) et beaucoup plus faibles dans B_P et B_UD1.

Une première hypothèse pour expliquer les taux de COD différenciés selon les sols est le rôle joué par le pH des sols d'origine. Pour vérifier cela, des quantifications de COD ont été réalisées sur des lixiviats d'enrobé bitumineux pur (broyé à une granulométrie inférieure à 1 mm) à différents pH (Figure 6.13). Cette vérification a montré que les valeurs de COD croissent avec le pH, de 15 $mg.L^{-1}$ à pH 6 à 51,4 $mg.L^{-1}$ à pH 8 (51, 4 $mg.L^{-1}$), suggérant qu'il existe un gradient croissant de solubilisation du carbone bitumineux avec le pH (R^2 élevé). Un tel gradient de solubilisation d'enrobé bitumineux avec le pH a déjà été démontré dans la littérature (Xue et al., 2019). Ces résultats montrent que le pH des sols initiaux semble bien être en mesure d'expliquer les variations de COD pour P, UD1 et I2, comme le montre la figure 6.14. Plus le pH des sols d'origine est faible, moins les solutions sols + lixiviats contiennent de COD. En revanche, B_F possède un pH du sol d'origine acide (5,3) mais affiche malgré tout un COD identique à celui de B_UD1, dont le sol d'origine a un pH de 7,9, ce qui dégrade la qualité de la relation (faible R^2).

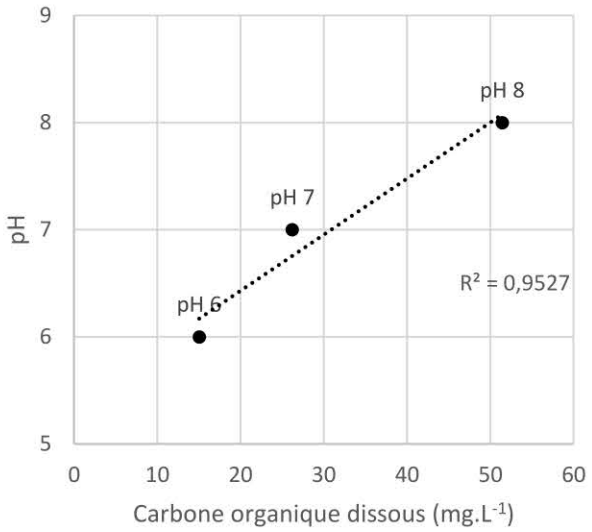


Figure 6.13. Valeurs de COD obtenues pour des échantillons d'enrobé bitumineux pur (granulométrie < 1 mm) lixiviés avec des solutions-tampons à pH 6, 7 et 8.
La courbe en pointillés représente un modèle linéaire. Pour chaque modalité n=1.

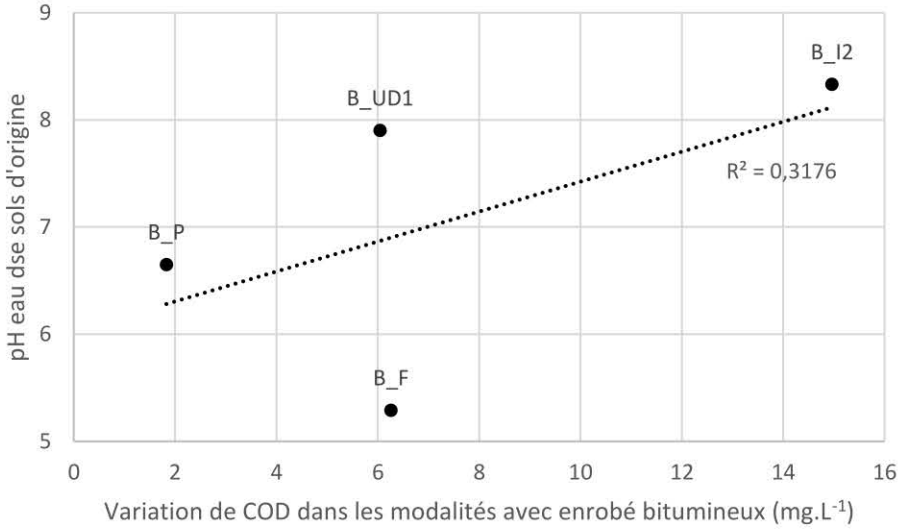


Figure 6.14. Variations des valeurs de carbone organique dissous (COD) en fonction du pH.
B_F, Forêt + enrobé bitumineux ; B_F, Prairie + enrobé bitumineux ; B_UD1, Urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; B_I2, Sol industriel 2 + enrobé bitumineux. La courbe en pointillés représente un modèle linéaire.

Une autre hypothèse pour expliquer ces augmentations différenciées de COD selon les sols est qu'il pourrait varier avec la quantité d'enrobé bitumineux ajoutée (Figure 6.15). Plus on ajoute d'enrobé bitumineux en quantités absolues, plus le COD montre des valeurs importantes. Ainsi, le COD des lixiviats augmente avec la masse d'EB ajoutée plus que le pH, comme le laissait supposer B_UD1 dont le pH du sol d'origine était proche de B_I2 mais qui affichait une augmentation de COD bien inférieure. Mais encore une fois, sans que nous ne parvenions à l'expliquer, B_F échappe à cette logique, avec un COD aussi élevé que B_UD1 mais une quantité d'enrobé bitumineux ajoutée faible, identique à celle de B_P.

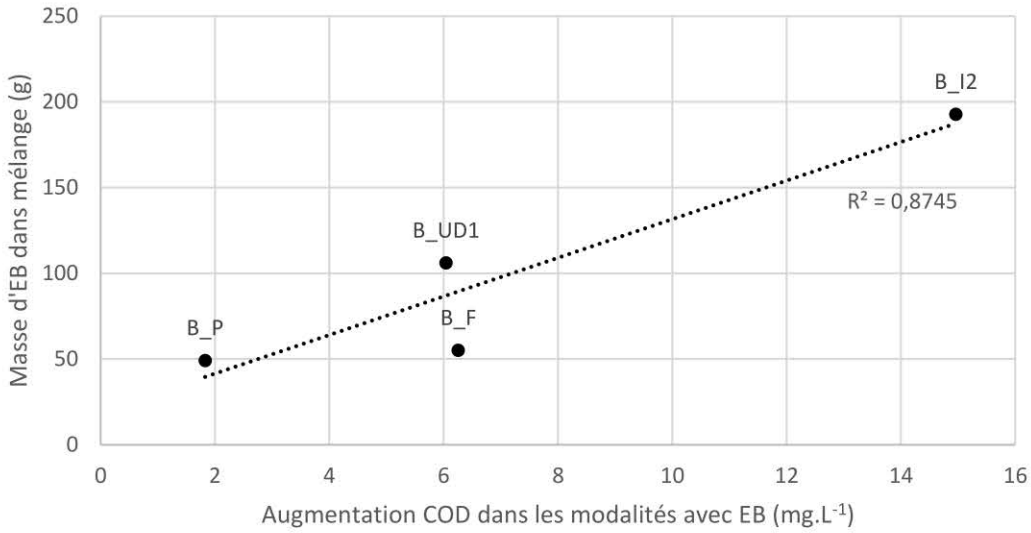


Figure 6.15. Variations des valeurs de carbone organique dissous (COD) en fonction des masses d'enrobé bitumineux broyé ajoutées.

EB, enrobé bitumineux ; B_F, Forêt + enrobé bitumineux ; B_F, Prairie + enrobé bitumineux ; B_UD1, Urbain descellé 1 + enrobé bitumineux ; B_I2, Sol industriel 2 + enrobé bitumineux. La courbe en pointillés représente un modèle linéaire.

Dans tous les cas, l'ensemble des données semble indiquer que les COD élevés dans les modalités contenant de l'EB sont favorables à la croissance d'algues d'eau douce dans les lixiviats de sols. Ce COD supplémentaire provient vraisemblablement du carbone bitumineux, et ne semble pas avoir d'effet toxique sur les algues d'eau douce.

5. *Conclusion*

Les résultats des caractérisations microbiologiques (Figure 6.16) ont montré que globalement, l'ajout d'enrobé bitumineux dans les sols avait un effet négatif sur l'activité microbienne des sols, sauf si le sol présentait une activité microbienne initiale très dégradée (I2). Pour les tests écotoxicologiques, aucune tendance forte ne se dégage, mais l'examen global des résultats montre que l'ajout d'EB, pour les 4 sols testés, n'a pas d'effet toxique prononcé sur les organismes testés. La seule exception à cette affirmation concerne le sol industriel, déjà concerné par une pollution organique (HAP) et auquel de l'EB a été ajouté dans des masses bien plus élevées que dans les autres sols, ce qui pourrait expliquer l'effet négatif sur la croissance des plantes. Ces résultats sont en phase avec les données de caractérisation du matériau bitumineux utilisé (Chapitre 3), qui avaient montré une faible concentration en métaux ainsi qu'en HAP et donc un faible risque de toxicité. Un autre apport intéressant de ces expérimentations est la libération de carbone organique sous forme dissoute par l'enrobé bitumineux, dans des quantités allant croissant avec le pH et surtout la quantité d'enrobé présente dans le sol.

Ces résultats peuvent être transposés à un contexte de descellement, où l'on maintiendrait sur place les enrobés bitumineux, pourvu que ces derniers possèdent des caractéristiques proches de ceux testés ici. La diminution de l'activité microbienne de ces sols pourrait être compensée par l'ajout de compost, au moins à court terme comme le montrent les activités enzymatiques accrues dans B_UD1 et les données de la littérature (Mikajlo et al., 2025).

L'enrobé bitumineux utilisé dans ces essais avait été broyé à une granulométrie fine afin d'en augmenter la réactivité, espérant ainsi s'approcher de son « potentiel maximum » d'écotoxicité. Dans l'hypothèse où l'enrobé bitumineux serait conservé sur place à l'issue d'un descellement des sols, il n'y a pas de raison qu'il soit broyé à une telle granulométrie. Il serait plutôt au maximum concassé en granulats d'environ 1 cm de diamètre, comme le permettent les concasseurs générant de l'agrégat d'enrobé. Ainsi, sous réserve que la quantité d'enrobé bitumineux incorporée ne soit pas supérieure, on peut affirmer que l'écotoxicité observée ici est le potentiel « maximal » de l'enrobé bitumineux, sans préjuger de cet effet sur le temps long (plusieurs décennies à plusieurs siècles).

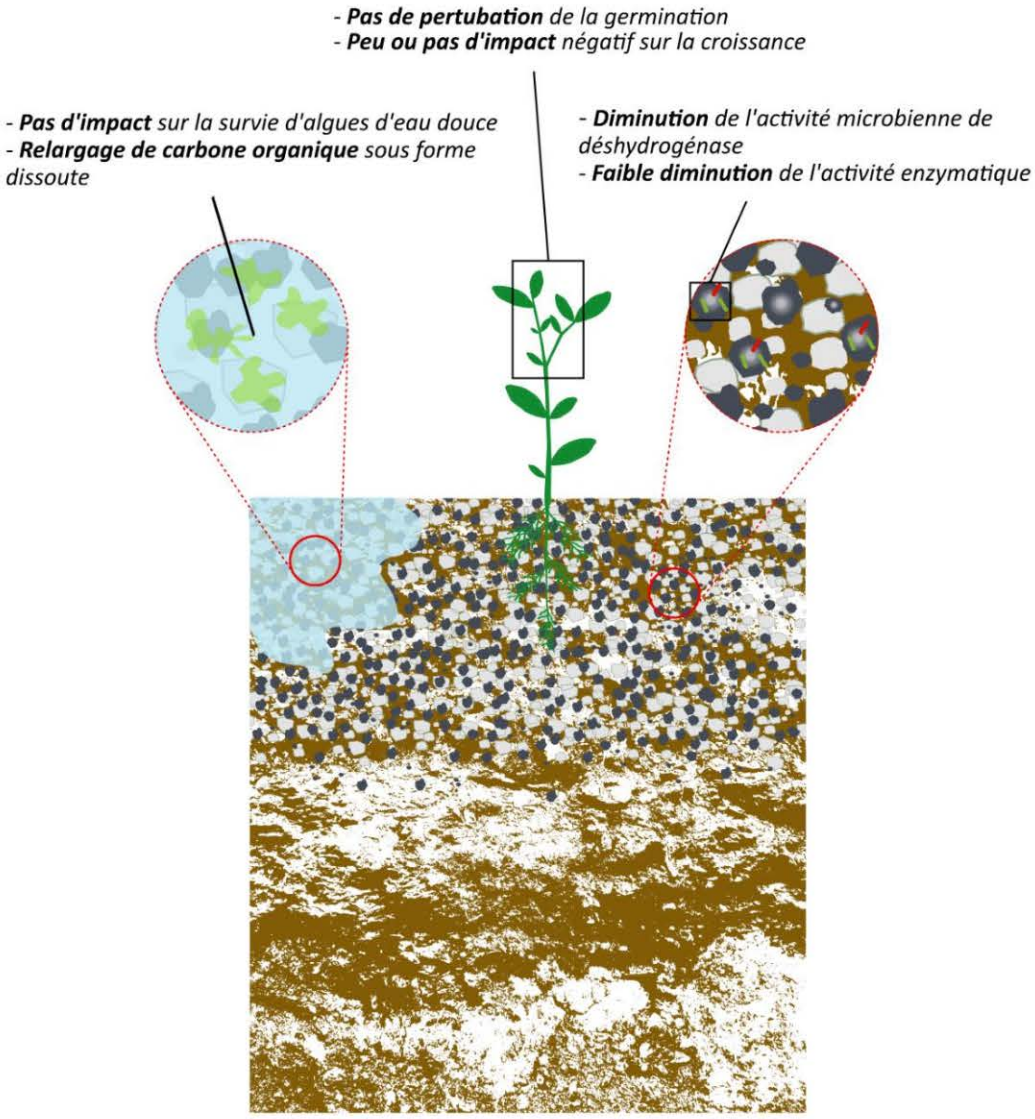


Figure 6.16. L'enrobé bitumineux, un matériau perturbant marginalement la vie des organismes du sol.

Chapitre 7. Discussion générale

Ce chapitre a tout d'abord pour objectif de discuter les principaux résultats scientifiques obtenus dans ce travail de thèse à l'aune des connaissances disponibles, en particulier en sciences du sol. On cherchera ensuite à déterminer quels enseignements pratiques, déduits des connaissances scientifiques acquises, peuvent venir éclairer les acteurs de la gestion des sols urbains et en particulier des sols (de)scellés. Enfin, nous explorerons dans quelles mesures le descellement des sols est susceptible, de manière ciblée, de contribuer à la fourniture du service écosystémique de régulation du climat global.

La communauté scientifique est encore hésitante à considérer les Technosols ékraniques comme des sols à part entière. Par exemple, le Référentiel pédologique (AFES, 2008) définit, dans une formule contradictoire, les matériaux anthropiques venant « enfouir les sols autochtones » (par exemple un revêtement de scellement) comme des « matériaux non pédogénétiques dans lequel l'anthroposol va se développer » (c'est nous qui soulignons). Et alors que la WRB a créé dès 2006 la catégorie des Technosols ékraniques, incluant la couche de scellement comme partie intégrante du *solum*, les travaux scientifiques portant sur ces sols continuent de négliger cet horizon. Sur la base de ce constat d'un manque d'intérêt de la communauté scientifique des sciences du sol pour un matériau anthropique si spécial, ce travail de thèse en a fait un objet d'étude central. Il s'agit alors de considérer l'horizon de surface des Technosols ékraniques comme un horizon à part entière, issu d'une anthropo-pédogenèse et siège de processus spécifiques, en particulier en ce qui concerne l'évolution du carbone organique.

1. Discussion scientifique

1.1. Les Technosols ékraniques, des sols très pourvus en carbone organique

1.1.1. Des stocks de carbone non négligeables

Nous avons estimé l'emprise des Technosols ékraniques (TE) en France à une surface comprise entre 6 319 km² (E-) et 12 409 km² (E+), hors surfaces recouvertes par des bâtiments (Chapitre 2), soit 1,14 à 2,23 % de la surface de la France (hors Guyane) respectivement. Considérant que la réalité des surfaces couvertes par les sols scellés en France se situe dans l'intervalle séparant ces deux estimations (E- et E+), les calculs supplémentaires ont été réalisés systématiquement pour ces deux valeurs. Suivant nos hypothèses sur les taux d'utilisation des matériaux bitumineux, entre 90,8 % (E-) et 91,8 % (E+) de ces TE sont scellés à l'aide de ce matériau.

En formulant d'autres hypothèses basées sur la documentation scientifique et technique disponible, les avis de professionnels du secteur routier et notre propre expertise, nous avons estimé que la quantité de carbone organique contenue dans la couche de scellement se situe entre 9,98 et 11,45 $kg.m^{-2}$. En combinant nos résultats avec ceux issus de la bibliographie, portant sur la fraction inférieure à 2 mm des terres des horizons sous-jacents, une première estimation du stock de carbone organique des Technosols ékraniques est de 11,3 à 12,7 $kgC.m^{-2}$pour la profondeur 0-30 cm et de 18 à 19,4 $kgC.m^{-2}$ pour la profondeur 0-100 cm.

Enfin, en appliquant ces résultats aux surfaces totales de TE calculées pour la France, il a été possible de fournir une première estimation des masses totales de carbone organique (CO) contenues dans ces sols à l'échelle nationale : entre 72,9 et 128,6 MtC pour la profondeur 0-30 cm et entre 111,4 et 205,1 MtC pour la profondeur 0-100 cm (valeurs concernant uniquement les TE scellés avec un enrobé bitumineux). A titre de comparaison, Cambou (2018) avait calculé un stock total de 77,7±54,1 MtC dans les 30 premiers centimètres de la profondeur de sols scellés. Cette estimation n'incluait pas l'horizon de surface des Technosols ékraniques (la couche de scellement bitumineuse) et surtout, se basait sur une estimation des surfaces de sols scellés bien plus élevée (33 791 km²) car incluant les surfaces recouvertes par des bâtiments. En s'inspirant de ce même travail, il est possible de représenter le stock cumulé de carbone dans différents types de sols (Figure 7.1), en se basant sur les données disponibles dans Pellerin et al. (2020). Cela permet de mettre en avant un stock non négligeable de carbone contenu dans les Technosols ékraniques. Par exemple, pour une surface seulement 1,4 fois plus élevée que celle couverte par les vignes (800 000 ha), les TE (1 139 752 ha) contiennent 4,7 fois plus de carbone organique dans les 30 premiers centimètres de profondeur.

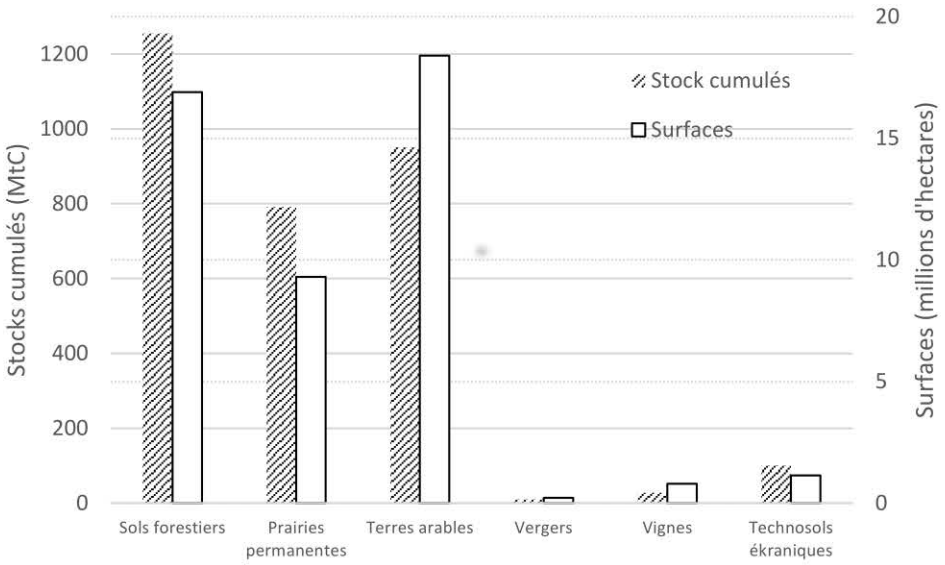


Figure 7.1. Stocks cumulés de carbone organique (en mégatonnes) et surfaces correspondantes (en millions d'hectares) pour différents sols sous usages contrastés et pour la profondeur 0-30 cm.
Les valeurs de surface et de stock cumulé des Technosols ékraniques sont celles issues des estimations maximales (E+) avec revêtement de scellement bitumineux.

A partir de nos données, il est possible de calculer les stocks cumulés de carbone organique dans les TE à de plus larges échelles (continentale voire mondiale). Une telle entreprise est cependant rendue incertaine du fait de l'absence de différenciation faite, par la littérature scientifique, entre les sols scellés dépourvus de bâtiments (notre objet d'étude) et ceux recouverts de bâtiments. Si la plupart du temps ces deux types de sols sont regroupés sous le même vocable de « sols imperméables », ils ont pourtant peu en commun, en dehors de leur incapacité à infiltrer l'eau. La construction de bâtiments requiert quasiment systématiquement de couler des fondations et d'excaver le sol préexistant sur des profondeurs atteignant parfois plusieurs mètres, donc en grande majorité supérieures aux 30 cm requis en moyenne pour les TE. En plus de ne pas conserver les mêmes épaisseurs de sol préexistant, ces deux types d'occupation du sol sont probablement différentes en termes de nature même du carbone

contenu dans le sol. Les fondations des bâtiments sont faites en béton armé, tandis que la majorité des couches de scellement des TE (couches de roulement et d'assise) contient du carbone organique sous forme de bitume, parfois en association avec du carbone inorganique (*e.g.*, graves calcaires). D'un point de vue pédologique, ces deux types de sols ne peuvent donc définitivement pas être amalgamés. Nous préconisons ainsi de réserver, comme le font déjà le référentiel pédologique (AFES, 2008) et la classification internationale (WRB, 2022), les termes « Technosol ékranique » et « sol scellé » pour désigner exclusivement les sols intégrant un matériau perméable dans leur profil tout en étant dépourvus de constructions bâtimentaires.

Le seul moyen d'estimer la surface couverte par les TE à large échelle est donc d'appliquer aux données disponibles un taux, qui correspondrait à la part qu'occupent les TE sur le total des surfaces imperméables. Pour ce faire, en s'appuyant sur les données de Teruti-Lucas (Agreste, 2025b) qui différencient les surfaces de « sols couverts » (ou ékraniques) de la totalité des sols imperméables (incluant les sols bâtis), nous pouvons retenir un taux de 62,8 %.

A une échelle continentale, l'Agence Européenne pour l'Environnement (EEA) estime que les sols scellés et les bâtiments recouvraient, pour ses 38 pays membres ainsi que le Royaume-Uni, une surface de 137 744 km² en 2018 (European Environment Agency, 2025). A l'échelle mondiale, parmi les nombreuses tentatives de quantification des sols imperméables (Peroni et al., 2022), une récente étude (Sun et al., 2022) estime que ces derniers couvraient une surface de 1 290 000 km² en 2018 (bâtiments inclus).

En appliquant le taux de Teruti-Lucas à ces données, les surfaces de sols scellés sont respectivement de 86 534 km² pour l'Europe et 810 408 km² à l'échelle globale. Ces surfaces, appliquées au stock moyen de carbone issu de l'estimation E+, donnent des stocks européens et mondiaux de respectivement 1 557 et 14 583 MtC, dans les 100 premiers centimètres de la profondeur des Technosols ékraniques. A titre de comparaison, les stocks de carbone des sols mondiaux (sans inclure les Technosols) sont estimés à environ 1 500 000 MtC (Rumpel et al., 2020; Scharlemann et al., 2014). En faisant l'hypothèse (grossière) de taux de scellement des sols comparables dans les pays du globe, les Technosols ékraniques scellés avec un enrobé bitumineux représenteraient ainsi près de 1 %, (0,97 % exactement) de ce stock de carbone.

1.1.2. Intérêts et limites de l'estimation

Notre estimation des stocks de carbone organique des Technosols ékraniques souffre de plusieurs incertitudes méthodologiques, déjà évoquées dans le chapitre 2. Il y a tout d'abord un risque de surestimation des surfaces de Technosols ékraniques avec la base de données OCS GE, du fait qu'elle affecte une largeur minimale de 5 m à toutes les routes, dont une proportion très importante sont des routes communales ne mesurant pas une telle largeur. L'autre incertitude principale réside dans l'épaisseur des matériaux bitumineux utilisés dans les sols scellés, en couche de roulement et surtout en couches d'assise. Un léger changement de ce paramètre est susceptible de faire varier considérablement le stock de CO des TE, en particulier ceux dédiés à la circulation des véhicules (routes). Outre ces limites concernant l'estimation en elle-même, le choix d'inclure l'horizon de scellement dans le stock de carbone organique des TE ne va pas de soi pour deux raisons :

- Dans la littérature scientifique, le terme de carbone organique du sol (COS) n'est jamais utilisé pour désigner du carbone d'origine anthropique, pour lequel la WRB préconise le terme

« artéfact ». D'après Schad (2018), la WRB définit le COS comme le « carbone organique accumulé grâce aux processus de formation des sols sans processus de fabrication préalable ». Suivant cette définition, le bitume d'un enrobé n'est donc pas considéré comme du COS.

- L'horizon de scellement des TE présente une nature « continue » et « consolidée » (Schad, 2018). Or, les méthodes de quantification du COS ne concernent habituellement que la fraction inférieure à 2 mm, principale source d'éléments nutritifs dans les sols agricoles et forestiers. Cela peut s'expliquer par la focalisation historique des sciences du sol sur les sols agricoles, souvent peu chargés en éléments grossiers (EG, supérieurs à 2 mm) (Ugolini et al., 1996). Ainsi, les stocks de carbone organique des sols disponibles dans la littérature et auxquels nous avons comparé ceux des TE, excluent tous les éléments grossiers de leur quantification. Les stocks de CO de ces sols et ceux des TE que nous avons estimés ne sont donc pas rigoureusement comparables.

Nous avons déjà exprimé que l'horizon de scellement faisant bien partie du profil d'un Technosol ékranique, cela semble justifié de l'étudier au même titre que les autres compartiments du sol. Toutefois des arguments supplémentaires peuvent appuyer la nécessité de prendre en compte la fraction grossière dans le calcul des stocks de carbone organique des sols, en particulier pour les Technosols :

- Des travaux ont montré que la fraction grossière des sols pouvaient contenir des stocks non négligeables de carbone organique (Homann et al., 2004; Zabowski et al., 2011). Les sols très anthropisés (ou Technosols) contiennent justement une fraction grossière abondante, composée d'artéfacts très pourvus en carbone organique (charbon de bois, planches, déchets, bitume) (Allory, 2022), dont la prise en compte pourrait augmenter leur stock moyen de CO. En cela ils diffèrent des sols naturels où les éléments grossiers contenant du carbone sont souvent des matériaux carbonatés (carbone inorganique). Cette fraction grossière devrait être davantage étudiée par la pédologie urbaine, car elle est susceptible d'orienter très fortement la pédogénèse, la capacité des sols à fonctionner, à assurer des fonctions et donc à fournir des services écosystémiques.
- La fraction grossière, souvent considérée comme inerte, possède toutefois une réactivité à même de jouer un rôle actif dans la fertilité des sols. C'est en particulier le cas dans les sols très anthropisés (Hostyn, 2022).
- Le carbone absorbé par les écosystèmes fait parties des rares possibilités d'« émissions négatives » fondées sur la nature (Guenet et al., 2024). Le carbone présent dans les sols n'est plus seulement un objet d'étude de la pédologie, il est étudié comme compartiment jouant un rôle déterminant dans le service écosystémique (SE) de régulation du climat global. Alors que certains scientifiques et dirigeants politiques envisagent de rémunérer le SE de séquestration de carbone dans les sols, il serait étonnant de faire l'impasse sur d'importants stocks de carbone organique potentiellement réactifs, seulement pour une question de granulométrie.

Comme nous l'avons expliqué dans le chapitre 1, le CO présent dans les couches de scellement bitumineuses des TE ne correspond pas à du carbone séquestré car il est d'origine pétrolière donc dérivé de matière organique fossile. Toutefois, sa quantité doit être mieux connue, et avec lui le CO de tous les artéfacts associés. Outre l'inertie, le seul scénario d'évolution envisageable de ce pool de CO est en effet celui d'un risque de déstockage. Si on se fixe pour objectif d'optimiser le SE de régulation du climat global fourni par un sol, il semble logique de quantifier tous les flux de carbone entrant *et*

sortant de ce compartiment. La non prise en compte de ces matériaux carbonés, du fait qu'on les considère *a priori* récalcitrants et donc non dégradables, pourrait en partie annihiler les efforts faits en matière de séquestration s'ils se révélaient être des sources de GES. En comparant le CO des TE, nous ne préconisons donc pas d'appeler le carbone des artéfacts « carbone organique du sol ». Il s'agit plutôt d'attirer l'attention sur le fait que ces sols possèdent des stocks élevés de CO, sous forme de matériaux certes grossiers et récalcitrants, mais poreux et susceptibles de contribuer au cycle du carbone de ces sols, *a fortiori* en cas d'un descellement avec conservation *in situ* des matériaux de scellement.

1.1.3. Recommandations pour quantifier et nommer le carbone des Technosols ékraniques

Si l'horizon de scellement bitumineux des TE peut être considéré comme faisant partie de la fraction grossière, son aspect continu et consolidé complique son échantillonnage et donc sa quantification avec les méthodes classiquement utilisées en sciences du sol. Par exemple, les propriétés adhésives du bitume lorsqu'on le chauffe rend difficile de le broyer sans perdre une partie du bitume, même en gelant l'échantillon à l'azote liquide. En outre, son hydrophobicité et sa récalcitrance thermique demandent d'adapter les méthodes de décarbonatation et de combustion habituellement utilisées pour quantifier les différents types de carbone des sols. Il faudrait donc adapter les méthodes d'analyses à cette MO particulière. D'ailleurs, il ne semble pas nécessaire de réaliser systématiquement des mesures de taux de carbone en laboratoire. L'enrobé bitumineux étant un produit relativement standardisé, les taux de bitume et de carbone ne varient pas beaucoup d'un sol scellé à un autre. En possession de données d'épaisseur et de densité mesurées *in situ*, il est donc possible de calculer le stock de carbone d'un sol scellé. La constitution de bases de données sur les propriétés (dont l'épaisseur) des horizons de scellement par les maîtrises d'ouvrages, lors des chantiers portant sur les chaussées, pourrait permettre d'améliorer rapidement la fiabilité des estimations de CO dans les TE.

Si du point de vue de la classification des sols, l'horizon de scellement correspond à la définition de l'artéfact, ce denier terme invisibilise le carbone organique qui y est présent. Il semble néanmoins nécessaire d'accoler systématiquement l'adjectif « anthropogénique » au mot « carbone » lorsqu'on désigne le bitume de l'enrobé. La WRB propose en outre de qualifier l'horizon de scellement de "carbonic" lorsqu'il fait « plus de 10 cm d'épaisseur et apparaît à moins de 100 cm de la surface du sol, avec au moins 5 % de carbone organique qui appartient à la catégorie des artéfacts » (WRB, 2022). Par ailleurs, si on essaye d'appliquer des outils conceptuels de la pédologie, notons que les travaux estimant le carbone organique dans les sols forestiers précisent s'ils incluent, ou non, la litière à leurs estimations (voir par exemple Jonard et al., 2017). La litière désigne, dans un sens restreint, « les débris végétaux tombés sur le sol, feuilles, fruits, brindilles ou aiguilles, formant l'horizon OL » (Gobat et al., 2010). Elle est souvent définie par son C/N, dont une valeur élevée (25 à 30) traduit un faible pouvoir de dégradation et une « résistance aux attaques biochimiques » (Gobat et al., 2010). Ainsi, on pourrait qualifier le bitume de l'enrobé bitumineux de litière anthropogénique, probablement très récalcitrante du fait de son C/N de 79 (valeur calculée à partir des résultats d'analyse élémentaire, chapitre 3). Si la localisation au sommet du profil de sol rappelle en effet la position de la litière, le fait que le bitume soit en mélange avec des masses importantes de granulats minéraux (95 % en masse) pourrait aussi évoquer l'horizon A des sols naturels. Ces derniers « contiennent en mélange des matières organiques et des matières minérales » (AFES, 2008), à l'inverse de la litière qui est composée exclusivement de matière organique. Cette litière des sols plus naturels fait justement partie des matériaux dont se pose régulièrement la question de leur valorisation, en lien avec les filières de « bioénergie » : sols agricoles

avec les résidus de cultures (méthanisation) ou parcelles forestières avec les rémanents (centrales à biomasse). Pour les sols scellés qu'on projette de desceller et par analogie, la même question se pose : doit-on laisser sur place cette litière anthropogénique et l'incorporer au sol, ou bien l'exporter pour la recycler sous formes d'agrégats d'enrobés ?

1.2. Le carbone des Technosols ékraniques sous la pression du soleil

1.2.1. Du CO_2 émis par les routes : « circulez, y'a rien à voir » ?

Selon nos résultats qui constituent une première dans la littérature scientifique, les enrobés bitumineux exposés à un rayonnement UV-A artificiel, ou au rayonnement solaire direct, émettent du CO_2. Ceci vient démentir plusieurs hypothèses souvent avancées à propos des Technosols ékraniques. Ainsi, le carbone qu'ils contiennent sous forme de bitume n'est pas inerte et leur horizon de scellement présente bien une porosité qui est le siège d'échanges de gaz et permet la dégradation du bitume. A la différence des litières et MO présentes dans des sols plus naturels, cette dégradation est abiotique, car elle a lieu sous la seule influence du rayonnement UV-A. Cette oxydation est essentiellement un phénomène superficiel, qui n'affecte que les premiers micromètres de la couche de bitume qui enrobe le granulat (Polo-Mendoza et al., 2022), et ne concerne que la surface de l'horizon de scellement bitumineux. Ce dernier est en effet en contact direct avec l'atmosphère pourvoyeur d'O_2 et subit un rafraichissement régulier de la couche de bitume dû au passage des véhicules, qui permet à l'oxydation de se poursuivre. La production de CO_2 mesurée augmente avec l'intensité du rayonnement UV-A : de 2,8 à 5 $mgCO_2.m^{-2}.h^{-1}$ pour un enrobé neuf soumis à un rayonnement UV-A de 9 et 56 $\mu W.cm^{-2}$ respectivement ; et de 3,6 à 10 $mgCO_2.m^{-2}.h^{-1}$ pour un enrobé usagé soumis à un rayonnement UV-A de 9 et 56 $\mu W.cm^{-2}$ respectivement (données brutes issues des essais en conditions contrôlées). En revanche, les résultats obtenus ne sont pas univoques concernant l'effet de l'âge de l'enrobé sur la production de CO_2. En conditions contrôlées, les émissions par l'enrobé usagé ont été plus élevées que celles issues de l'enrobé neuf. L'inverse a cependant été observé *in situ*. Pour l'expérimentation réalisée en conditions climatiques réelles, le fait que d'autres facteurs, comme la température ou l'irradiation de l'entièreté du spectre solaire (UV-B et A ainsi que lumière visible) aient pu contribuer à l'oxydation du bitume rend de fait difficile d'attribuer les différences de production de CO_2 observées au seul âge de l'enrobé bitumineux.

Il a ensuite été possible, en prenant compte de facteurs tels que la nébulosité, la saisonnalité ou l'ombre projetée sur les sols scellés, de calculer un taux d'émission moyen de ces sols sur l'année. Les résultats obtenus sont de 2,95 mg $CO_2.m^{-2}.an^{-1}$ pour l'enrobé usagé (soit 0,008 t $C.ha^{-1}.an^{-1}$) et de 4,02 mg $CO_2.m^{-2}.an^{-1}$ (soit 0,011 t $C.ha^{-1}.an^{-1}$) pour l'enrobé neuf. En croisant cette estimation avec notre estimation des surfaces de TE, ces derniers émettraient 28 489 tCO_2 annuellement, pour la France métropolitaine seulement. En considérant une empreinte carbone moyenne de 9,4 t-eqCO_2 par personne en France (Gouvernement, 2025), cela représente les émissions totales d'une commune comme Teloché (Sarthe), d'un peu plus de 3000 habitants.

En filant la métaphore avec la litière des forêts françaises, celle-ci stocke du carbone organique à un rythme de 0,10 t $C.ha^{-1}.an^{-1}$ (valeurs pour une période de 15 ans) (Jonard et al., 2017). En termes de service écosystémique de régulation du climat global, la litière anthropogénique des Technosols ékraniques se comporte donc comme une source de gaz à effet de serre, alors que la litière forestière se comporte, à l'inverse, comme un puits et séquestre du carbone atmosphérique.

Pour aller plus loin, il serait nécessaire d'investiguer d'autres processus de dégradation du carbone bitumineux des horizons de scellement. Premièrement, on ne peut pas complètement écarter la possibilité d'une biodégradation au sein de ces horizons : des communautés microbiennes y sont potentiellement actives, en particulier dans les zones de contact avec les sols alentour (interface sol-chaussée). Un deuxième facteur est celui de la mise en solution du carbone bitumineux par l'eau, sous forme de carbone organique dissous (COD). Comme l'ont montré nos résultats ainsi que d'autres travaux sur le sujet, cette solubilisation dépend notamment du pH de la solution. Xue et al. (2019) ont ainsi montré que ce COD était très pourvu en composés oxygénés provenant des sites d'oxydation du bitume. Cela laisse supposer que la pluie viendrait mobiliser et favoriser le renouvellement les sites d'oxydation du bitume, processus complémentaire à l'effet de rafraichissement des surfaces de bitume occasionné par le passage des roues de véhicules sur l'enrobé bitumineux (Tableau 7.1).

Si notre travail a apporté des connaissances supplémentaires sur la dynamique du carbone dans l'horizon de scellement des Technosols ékraniques, il ne renseigne pas sur cette même dynamique à l'échelle du profil de sol dans son intégralité. L'horizon de scellement des TE réduisant drastiquement les échanges atmosphériques au sein du *solum*, les faibles stocks de carbone organique que renferment les horizons sous-jacents sont considérés comme stables. Les faibles activités enzymatiques mesurées dans ces sols (Piotrowska-Długosz & Charzyński, 2015; Raciti et al., 2012) confirment que l'activité de dégradation de la MO y est peu intense. Il semblerait donc que le principal déterminant de l'évolution du carbone dans les Technosols ékraniques soit d'origine abiotique, à la différence de ce qui est habituellement observé dans les sols, où le compartiment biologique joue un rôle central. A titre de comparaison, les incendies demeurent un des rares cas de dégradation abiotique du carbone organique des sols naturels et de la litière.

Le devenir du carbone organique des sols est incertain dans un contexte de changement climatique, les études ne s'accordant pas sur ses effets sur les stocks de COS (Chapitre 1, section 1.2). On peut cependant faire l'hypothèse que la dégradation abiotique du carbone organique des sols jouera en faveur d'une augmentation de la fréquence et de l'intensité des incendies pour les sols forestiers. En parallèle, une augmentation des températures et de l'irradiance UV atteignant les Technosols ékraniques (Polo-Mendoza et al., 2022) seront des facteurs à même d'augmenter la vitesse de l'oxydation du bitume, et par conséquent la production de CO_2.

1.2.2. Vieillissement en conditions contrôlées : des inconnues qui restent à lever

Comme cela a été montré dans l'état de l'art, le vieillissement des enrobés bitumineux dû au rayonnement UV est un phénomène connu et ayant fait l'objet de nombreuses publications scientifiques (Polo-Mendoza et al., 2022). L'objectif des essais de vieillissement réalisés en conditions contrôlées dans ces travaux est d'atteindre un état oxydatif représentatif de celui atteint par une chaussée bitumineuse en conditions réelles, après une certaine durée de service (*e.g.*, dureté, abondance de groupes fonctionnels oxydés). Les auteurs étudiant ce phénomène n'ont donc pas besoin que l'irradiance à laquelle ils exposent leur enrobé bitumineux soit représentative des conditions réelles d'irradiation solaire, comme le montre la synthèse de Polo-Mendoza et al. (2022) sur le sujet : les irradiances testées vont de 0,45 à 1000 $W.m^{-2}$. C'est pourquoi il n'existe pas de norme standardisée de vieillissement au rayonnement UV (Polo-Mendoza et al., 2022). A l'inverse, étudier la production des gaz au cours de l'oxydation du bitume de l'enrobé exige de ne pas soumettre ce dernier à des irradiances trop élevées, afin notamment de ne pas franchir des seuils d'énergie déclenchant des

réactions d'oxydation inatteignables en conditions réelles. La dernière contrainte à laquelle nous avons été confrontés est la nécessité de maintenir l'échantillon d'enrobé bitumineux dans un environnement clos, afin de pouvoir suivre l'évolution de la composition atmosphérique.

Malgré le bon fonctionnement du dispositif mis en place pour répondre à nos questionnements scientifiques, persistent plusieurs incertitudes méthodologiques difficiles à résorber à ce stade :

- L'utilisation de cubes d'enrobé bitumineux (et non pas uniquement d'une surface) pour les essais de vieillissement, pourrait être à l'origine de flux de CO_2 supplémentaires en provenance du cœur des enrobés (porosité). En effet la mise à nu des côtés de l'enrobé bitumineux, par la découpe à la scie, constitue un artéfact expérimental. Ces côtés sont aussi exposés à l'atmosphère et à la lumière, décuplant les accès de l'oxygène à la porosité interne de l'enrobé bitumineux. Ces conditions ont pu augmenter le nombre de sites d'oxydation. Dans leur synthèse sur l'oxydation du bitume, Tauste et al. (2018) rappellent d'ailleurs qu'il faut prendre en compte la proportion de vide pour étudier le vieillissement des enrobés bitumineux, puisqu'elle détermine « le degré auquel l'oxygène peut accéder au bitume ». En conditions réelles, une chaussée bitumineuse est exposée à l'atmosphère par sa seule surface, tous ses côtés étant enfouis et non ou peu exposés à l'oxygène atmosphériques. En conditions réelles la porosité d'une chaussée est donc beaucoup moins accessible à l'atmosphère. Dans le cadre de notre dispositif expérimental, il est ainsi possible qu'une part non négligeable des flux de CO_2 mesurés proviennent de l'oxydation du bitume interne à l'enrobé, surestimant de fait les flux en provenance des chaussées bitumineuses en place.
- L'augmentation des teneurs en CO_2 au cours du temps, dans les sacs Tedlar, même en absence de lumière (EN-0 et EU-0), peut être, au moins pour partie, un indice de la présence antérieure de CO_2 « fixé » sur l'enrobé bitumineux (hypothèse du « dégazage »). Ce possible biais a été pris en compte en soustrayant les masses de CO_2 produites dans le noir aux masses mesurées sous UV-A.
- Il est aussi possible que le changement des conditions atmosphériques dans le sac au cours de l'essai (augmentation des teneurs en CO_2, augmentation de la température en conditions réelles), puisse influencer cette vitesse de « dégazage » et donc qu'on ait surestimé la production réelle de CO_2 par oxydation du bitume. La diminution des concentrations en CO_2 dans les sacs en conditions *in situ* suite à la baisse de l'irradiance et de la température pourrait être un indice d'un tel phénomène.

Pour lever ces inconnues, il serait intéressant de vieillir un enrobé bitumineux directement « coulé » dans un contenant, pour que seule la surface soit exposée directement à l'atmosphère et éviter les effets de bord. Il s'agit d'une option qui avait été retenue par Tyler et al. (1990), en plaçant un enrobé bitumineux dans un récipient en acier inoxydable enfermé dans un sac en Téflon. Cette solution n'étant pas envisageable pour l'enrobé usagé, il serait possible de découper des morceaux d'enrobé bitumineux peu épais (1 cm maximum) et de comparer leurs émissions avec un même échantillon d'épaisseur supérieure. Enfin il serait également possible de poser directement un voile Téflon à la surface d'une chaussée bitumineuse en place et d'y mesurer les concentrations en CO_2, méthode également testée par Tyler et al. (1990).

Sur la base de ces retours expérimentaux, on peut faire remarquer que les tas d'enrobés bitumineux (sous formes de croûtes ou d'agrégats d'enrobés) tels que nous avons pu les observer sur des sites de

traitement de ces matériaux (souvent en attente de leur recyclage), émettent probablement des quantités de CO_2 non négligeables. Cela serait imputable à la multiplication des sites d'accès à l'oxygène sur l'enrobé bitumineux, permis par la diminution de la taille des granulats consécutif au concassage. Ce phénomène serait d'autant plus intense lorsque les tas d'enrobés bitumineux ne sont pas stockés à l'abri de la lumière directe du soleil mais en plein air. Le fait que les routes, qui sont le principal usage des sols scellés, puissent être des sources de gaz à effet de serre sous l'effet du rayonnement UV-A, pourrait justifier de prendre en compte ces émissions dans la réalisation des bilans carbone de ce secteur d'activité. L'état de l'art (Chapitre 1, section 4.4.3.1) avait en effet montré que les analyses de cycle de vie et les inventaires de gaz à effet de serre considèrent systématiquement que les routes n'émettent pas de CO_2 durant leur phase d'usage.

1.2.3. Pistes d'amélioration de l'extrapolation à des échelles de temps et d'espace réelles

En l'absence de méthode standardisée, il a été nécessaire de développer une méthode permettant de convertir les masses de CO_2 produites en conditions expérimentales en masses de CO_2 susceptibles d'être produites en conditions réelles. Pour cela, nous avons tenu compte de certains facteurs de variation (nébulosité, saisonnalité, ombre), tout en étant conscients que d'autres incertitudes persistaient. Nous avons listé l'ensemble des facteurs qu'il faudrait selon nous prendre en compte afin d'estimer le plus fidèlement possible la quantité de CO_2 générée lors de l'oxydation des enrobés bitumineux en conditions réelles (Tableau 7.1). Finalement, sur le même modèle que les tours à flux dans les forêts, des mesures *in situ* (irradiance, nébulosité, productions de gaz, humidité, température) dans des diversités de contextes géographiques (altitudinal, latitudinal, climatique) et directement au contact d'horizons de scellement de Technosols ékraniques, semblent être la solution la plus prometteuse pour obtenir des données précises.

Facteur	Processus	Paramètre modifié	Influence sur le résultat final	Prise en compte dans le présent travail
Nébulosité / durée d'ensoleillement	La présence de nuages diminue (sans l'annuler) l'intensité UV, mais peut aussi l'augmenter*	Intensité irradiance	-/+ (?)	Partiellement
Moment de la journée	Variation de l'angle d'incidence du rayonnement solaire	Intensité irradiance	+/-	Non
Moment de l'année	Variation de la distance du soleil par rapport à la surface terrestre (incidence sur intensité du rayonnement)	Intensité irradiance	+/-	Oui
Altitude	Intensité des UV augmente avec l'altitude	Intensité irradiance	+/-	Non
Latitude	Variation de l'épaisseur d'atmosphère traversée par le rayonnement solaire	Intensité irradiance	+/-	Non
Âge des routes	Variation rythme d'oxydation pour des enrobés bitumineux de 3 mois, 10 ans ou 30 ans	Nature matériau	-	Partiellement
Oxydation passive	Le bitume s'oxyde au seul contact de l'O_2 présent dans l'atmosphère	Nature matériau	+	Non

Réaction autocatalytique	Une fois amorcée, la réaction d'oxydation s'auto-entretient pendant un temps sans nécessiter d'apport d'énergie supplémentaire	Nature matériau	+	Non
Lumière visible	Une partie du spectre visible oxyde le bitume (Mirwald et al., 2022)	Intensité irradiance	+	Non
Contribution de l'entièreté du spectre UV solaire	Environ 5 % de l'UV-B ainsi que l'ensemble du spectre UV-A contribuent à l'oxydation	Intensité irradiance	+	Non
Températures élevées	Thermo-oxydation	Autre	+	Non
Températures négatives (gélifraction)	Augmentation du nombre de sites oxydatifs du matériau bitumineux	Altération physique	+	Non
Albédo de la surface de sol scellé	Albédo faible : accumulation de chaleur ; albédo élevé : augmentation du rayonnement UV reçu	Intensité irradiance	?	
Ruissellement eau liquide	Délitement des granulats	Altération physique	?	Non
Présence de produits (huiles véhicules, sel déneigement)	Accélération du vieillissement du bitume	Altération physique	+	Non
Passage des véhicules	Rafraichissement de la surface de bitume par l'action abrasive des roues	Altération physique	+	Non
Ombre portée d'objets divers (arbres, véhicules, bâtiments, tunnels)	Moindre intensité énergétique reçue par les surfaces concernées	Intensité irradiance	-	Oui
Présence d'autres matériaux bitumineux (ESU, ECF)	Différence de réactivité	Nature matériau	?	Non
Type de bitume et type de pétrole	Composition élémentaire et/ou force des liaisons chimiques font varier résistance du bitume à l'oxydation	Nature matériau	?	Non
État de la couche d'ozone stratosphérique	Une diminution de son épaisseur augmente l'énergie UV reçue par les surfaces concernées	Intensité irradiance	+	Non

Tableau 7.1. Facteurs susceptibles d'influencer les résultats d'une extrapolation des émissions de CO_2 des Technosols ékraniques à une plus large échelle.

** Phénomène documenté dans la littérature scientifique (Tiba & Silva Leal, 2017).*

1.3. Le bitume de l'enrobé en contexte pédologique : une matière organique moins inerte qu'il n'y paraît ?

Pour rappel, il nous a semblé pertinent d'étudier le devenir d'un enrobé bitumineux en contexte pédologique pour plusieurs raisons :

- Un sol scellé ne le reste pas indéfiniment, mais se descellera en quelques décennies, à la faveur des différents facteurs d'altération du matériau parental actifs dans la pédogenèse. La déconnexion induite par l'imperméabilisation est donc temporaire et ne dure que si la chaussée demeure entretenue. En absence d'entretien ou lorsque le TE est abandonné, le sol se descelle spontanément (Chapitre 1), modalité dans laquelle l'enrobé bitumineux reste alors dans le sol.

- Les cas de présence d'enrobé bitumineux dans dans sols ne sont pas rares, comme nous l'avons montré dans le chapitre 1. Il peut être enfoui dans des sites de stockage réglementés car contaminé avec des hydrocarbures aromatiques polycycliques ou de l'amiante, réincorporé dans le sol lors d'opérations d'aménagement, « égaré » dans des milieux naturels inattendus (Figure 1.17), utilisé pour combler des nids de poule dans les chemins agricoles ou niveler des routes rurales non revêtues (Figure 1.17a).
- Le maintien sur place de l'enrobé bitumineux après descellement est une méthode déjà pratiquée (Figure 7.2) mais dont les conséquences encore méconnues nécessitent l'acquisition de connaissances scientifiques supplémentaires.

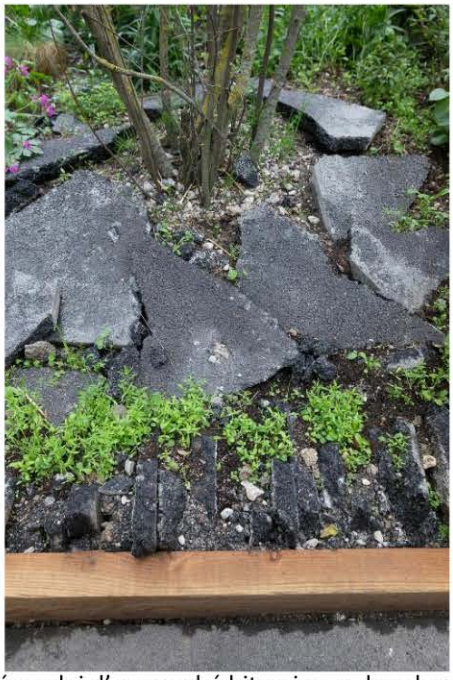


Figure 7.2. Exemple de réemploi d'un enrobé bitumineux dans le cadre d'une opération de désimperméabilisation.
© Agence Wagon Landscaping (projet "Aphalt jungle").

- En sciences du sol, le bitume fait partie des matières organiques réputées récalcitrantes, c'est-à-dire supposées résister à la dégradation chimique et biologique. Son étude en tant que telle contribue donc à une meilleure connaissance des mécanismes régissant le temps de résidence du carbone organique dans les sols.

1.3.1. Un carbone bitumineux déstabilisé en contexte pédologique

En conditions réelles, les analyses du contenu des bitum'bags en spectroscopie infrarouge (IRTF) n'ont pas permis de mettre en évidence d'oxygénation du bitume après un an de présence au sein des sols. Cela peut être interprété comme un signe de stabilité du bitume en contexte pédologique. Nous avons aussi émis l'hypothèse que les composés oxydés aient pu être évacués par l'eau au fur et à mesure de leur oxydation (Xue et al., 2019). Une dernière explication pourrait être celle de l'inaptitude de la méthode d'analyse à détecter les changements attendus. En effet, dans la littérature l'IRTF est utilisée pour suivre l'oxydation du bitume sous l'influence de la chaleur ou du rayonnement UV-A, à l'origine

d'un vieillissement sûrement beaucoup plus rapide et intense que celui qui pourrait être observé en contexte pédologique.

En conditions contrôlées, les incubations d'enrobé bitumineux en mélange avec des sols sous différents usages ont pour la plupart affiché des émissions de CO_2 plus élevées que les incubations contenant du sol seul. Des essais supplémentaires, incluant une modalité contenant du sol en mélange avec le même enrobé mais dont le bitume a été extrait, ont cependant montré que ces émissions de CO_2 plus élevées étaient essentiellement imputables aux modifications des propriétés physiques du sol engendrées par l'ajout d'enrobé bitumineux (principalement du fait de l'augmentation de la porosité et par conséquent de l'accès à l'oxygène). Après soustraction de cette quantité de CO_2 imputable au changement des propriétés des sols, reste une faible quantité de CO_2 émise que nous avons imputée à la dégradation du carbone bitumineux. Ces valeurs ont permis d'estimer le potentiel maximal de biodégradabilité du carbone bitumineux dans les sols descellés. Cette quantité est directement dépendante de la masse d'enrobé bitumineux présente dans le sol descellé : elle est ainsi la plus faible pour les sols dont l'usage était résidentiel (276-324 $gC.m^{-2}$) et maximale dans les sols dont l'usage était la production secondaire, tertiaire ou des réseaux routiers (758-889 $gC.m^{-2}$).

Ce calcul repose sur une double hypothèse : celle du maintien *in situ* de l'intégralité des matériaux bitumineux présents dans les sols scellés, dont la masse a été estimée pour chaque usage dans le chapitre 2. La seconde hypothèse faite est que le bitume de cet enrobé se dégraderait à la même vitesse que celle observée dans les incubations, qui concernaient un matériau broyé fin et maintenu en conditions optimales de température et d'humidité pour les micro-organismes. Pour aboutir à de tels résultats, nous avons utilisé les quantités de CO_2 mesurées dans les sols de forêt et de prairie au contexte du descellement des sols, faute de données disponibles pour le sol urbain descellé 1 (UD1). Cette extrapolation est critiquable car la modalité de sol urbain descellé était la seule où les quantités de CO_2 mesurées dans le sol sans enrobé bitumineux étaient supérieures à celles observées avec enrobé bitumineux (probablement du fait de la quantité importante de compost qui y avait été ajoutée). En absence de mesures supplémentaires, ces valeurs doivent donc être appréhendées comme la quantité maximale de carbone bitumineux biodégradable sous forme de CO_2 en conditions contrôlées, et non comme la quantité de CO_2 qu'émettrait un enrobé bitumineux conservé dans le sol après descellement en condition réelles.

Ne pas mesurer d'émissions de CO_2 imputables à la dégradation du bitume de l'enrobé ne veut pas dire que celui-ci n'a subi aucune modification suite à un séjour dans le sol. C'est ce que nous avons cherché à vérifier en réalisant des analyses Rock-Eval. Celles-ci ont montré, pour le sol forestier et le sol urbain descellé en mélange avec de l'enrobé bitumineux, une diminution de la quantité des composés pyrolysables (signal S1 et S2) : les plus légers (saturés et aromatiques) et également des composés plus lourds libérés à 450 °C. Cette diminution va de pair, dans les mêmes modalités, avec une augmentation des composés oxydés (signal S3). Différentes hypothèses, discutées dans le chapitre 5, peuvent venir expliquer pourquoi une telle oxydation s'observerait seulement dans le sol forestier et le sol urbain descellé. Parmi ces hypothèses, la présence d'une communauté microbienne apte à dégrader des composés moléculaires de structure semblable à ceux présents dans les fractions les plus légères du bitume semble la plus probable. Ces résultats montrent qu'une oxydation du bitume de l'enrobé n'aboutit pas nécessairement à la production de CO_2. La possibilité que le carbone du bitume se retrouve dans des pools plus stables existe, sans que nos résultats ne permettent de trancher en ce sens. En effet, la durée limitée des incubations ne permet pas de savoir ce qu'il se passerait à plus long

terme pour le bitume en contexte pédologique, et notamment si les molécules qui ont commencé à être oxydées pourraient continuer à l'être jusqu'à former du CO_2.

Ces résultats, différents de ceux observés en conditions réelles, pourraient s'expliquer par (i) l'augmentation de la réactivité du bitume dans les incubations, du fait du broyage ; (ii) les conditions optimales d'humidité et de température auxquelles ont été réalisées les incubations ; (iii) le fait que l'enrobé bitumineux était, dans les incubations, dilué au sein de la matrice de sol, tandis qu'il était regroupé au sein d'un sachet dans le dispositif des bitum'bags, rendant plus difficile son accès pour les micro-organismes du sol.

1.3.2. Propositions pour mieux tracer le carbone bitumineux dans les sols descellés

Compléter les suivis expérimentaux

Pour être en capacité d'imputer avec certitude les flux de CO_2 mesurés à la dégradation spécifique de carbone bitumineux, et de quantifier ainsi son potentiel d'émissions en contexte de sol descellé, il serait pertinent de mesurer la proportion du carbone 14 (^{14}C) dans le CO_2 généré durant des essais d'incubation mélangeant enrobé bitumineux et sols. Si le bitume de l'enrobé était dégradé sous forme de CO_2, le rapport $^{14}C/C_{total}$ mesuré sur les échantillons de gaz devrait être plus faible dans les modalités contenant de l'enrobé bitumineux que dans celles n'en contenant pas, le bitume étant dépourvu de ^{14}C. Il serait alors possible de déterminer quel pourcentage des émissions de CO_2 observées est imputable au carbone bitumineux. Une telle mesure du ^{14}C pourrait également être réalisée à échéance régulière dans des sols *in situ* contenant des morceaux d'enrobé bitumineux, permettant de vérifier si des molécules en provenance du carbone du bitume sont libérées dans la matrice du sol. Car comme nous l'avons vu dans les résultats d'analyse Rock-Eval, l'oxydation du carbone bitumineux ne progresse pas nécessairement jusqu'à la production de CO_2, mais pourrait conduire à la libération de molécules de plus petites tailles que celles d'origine, qui intégreraient de ce fait le pool de carbone organique du sol. Des analyses par le couplage de thermodésorption - chromatographie gazeuse – spectrométrie de masse (TdGC-MS) sur les échantillons de sol contenant de l'enrobé bitumineux pourraient permettre, en complément, de confirmer l'apparition au cours du temps de molécules issues du bitume dans le sol, suivant le processus de simplification progressive des molécules, qui caractérise la dégradation de la MO du sol. En complément, l'analyse du seul bitume de l'enrobé et notamment de son enrichissement en composés oxydés permettrait de confirmer son altération en contexte pédologique. Pour ce faire, il faut disposer d'échantillons d'enrobé bitumineux séparés de la matrice du sol, ce qu'un dispositif comme celui des bitum'bags rend possible. La difficulté d'extraire seulement la surface des granulats d'enrobés de bitume illustre la nécessite de développer des protocoles d'extraction plus fiables, ou d'utiliser des moyens analytiques à très haute résolution, comme la spectrométrie de masse à résonance cyclonique ionique (FTICR-MS). Nous avons d'ailleurs réalisé de premiers essais en ce sens, qui confirment le potentiel de cette méthode analytique autant que la nécessité de disposer d'un protocole d'extraction reproductible du bitume de l'enrobé. Une meilleure discrimination des pools de carbone d'origine et de nature très différentes qui coexistent au sein des sols (de)scellés permettrait d'éclairer la contribution de ces sols au cycle du carbone global.

Sites d'observation pour une vision à long terme

L'autre volet sur lequel il serait intéressant de travailler est-celui des sites pilotes de descellement en conditions réelles, sur le modèle de ceux mis en place dans le cadre du projet DESSERT. Le descellement étant un mode de gestion des sols scellés en plein essor, il est nécessaire d'étudier des modalités de descellement les plus proches possibles de celles pratiquées sur le terrain. Dans cette optique, il faudrait notamment incorporer des morceaux d'enrobé bitumineux de plus grosse taille que celle utilisée dans cette thèse, le broyage utilisé à une telle granulométrie (< 1 mm) n'ayant aucune raison d'avoir lieu en conditions réelles. Sur le modèle de l'essai des « 42 parcelles » à Versailles, le maintien dans la durée d'un site expérimental et l'analyse régulière (quantification et caractérisation) du carbone organique sur des sites pilotes sanctuarisés permettrait de connaître le devenir de ce carbone bitumineux à plus long terme en contexte pédologique.

Dans une optique de compléter nos connaissances sur la fonction de stockage de carbone des sols descellés, il serait intéressant de les implanter dans des situations climatiques contrastées, ou bien dans des dispositifs de type écotron qui reproduisent des conditions environnementales souhaitées. Il faudrait en plus faire varier les facteurs susceptibles d'influencer la production de biomasse : granulométrie et épaisseur du sol préexistant sous-jacent (qui influencent la réserve utile), espèces végétales implantées, quantité et type de compost (biodéchets ou déchets verts) utilisé.

Le carbone bitumineux peut également être mis en solution sous forme de carbone organique dissous (Chapitre 6), à la faveur d'un pH basique, caractéristique des sols descellés en raison de la présence de compost et parfois de graves carbonatées. Il serait donc important de mieux maîtriser cette dynamique du COD hérité du bitume dans les TE.

Enfin, le devenir du carbone inorganique dans les sols descellés, potentiellement présent dans ces graves de nature calcaire ou bien traitées aux liants hydrauliques ainsi que dans le béton de ciment (après re-carbonatation), devrait aussi être étudié. Le caractère acide ou basique de la solution pourrait être à l'origine d'une perte de carbone inorganique sous forme de CO_2 (décarbonatation), ou de sa mobilisation puis de sa re-précipitation sous forme de dépôts carbonatées, comme déjà observé par Cardelli et al. (2025) dans des horizons de sols scellés. En outre, la susceptibilité de ces graves à l'érosion (Vieillard et al., 2024) pourrait déterminer leur capacité à contribuer à la fraction fine du sol à plus long terme, et donc à améliorer leur réserve utile. Enfin, l'enrobé bitumineux étant un matériau organo-minéral, l'étude de l'interface granulat-bitume permettrait de compléter ces connaissances sur le devenir du carbone bitumineux, car les énergies de liaison en jeu pourraient déterminer sa susceptibilité à la dégradation, comme c'est le cas avec l'argile et le carbone organique naturel dans les sols (Gunina & Kuzyakov, 2022).

1.3.3. Quelles pédogenèses d'un sol descellé ?

Des analogies peuvent être proposées entre l'évolution de sols agricoles ou forestiers et celle de Technosol ékraniques. Ainsi, l'incorporation de la « litière anthropogénique » des Technosols ékraniques au sol descellé se rapproche de la décompaction générée par le labour d'un sol agricole. La dégradation éventuelle des composés les plus légers du bitume pourrait rappeler celle de la fraction la plus labile de la litière forestière. Au-delà de ces aspects, la question qui se pose désormais est celle de la trajectoire pédogénétique des sols descellés, une fois passée cette intervention anthropique qu'est le descellement. Les sols descellés n'ont, à l'inverse des Technosols ékraniques, pas de nom dédié dans

les classifications nationales (référentiel pédologique) et internationales (World Reference Base). Le référentiel pédologique (AFES, 2008) pourrait qualifier les sols descellés d'Anthroposols construits, car ils sont initialement réalisés avec des « matériaux technologiques », terme utilisé pour différencier ceux reconstitués avec des matériaux pédologiques (terre végétale notamment). Après descellement, le choix des matériaux à conserver ou à excaver, l'apport de matériaux exogènes, leur mélange éventuel, sont relatifs à des procédés du génie pédologique. Mais ces termes ne renseignent pas sur les processus pédogénétiques qui seront à l'œuvre dans ces sols. Combien de temps vont-ils mettre à atteindre un fonctionnement optimal ? Auront-ils un fonctionnement semblable à celui des sols riches en éléments grossiers comme les Peyrosols (référentiel pédologique), dans lesquels le développement de la végétation est contraint par le réchauffement du sol et la faible réserve utile ? Durant les premières années suivant le descellement, les sols descellés pourraient être qualifiés d'Anthroposols construits peyriques, ou bien de Peyrosols anthropisés.

L'interaction du bitume avec les autres composantes du sol est également une grande inconnue qui pourrait influencer la trajectoire d'évolution de ces sols. Quelles conséquences sur le fonctionnement de ces sols ont l'adhésion de particules minérales au bitume de l'enrobé, comme observé à la surface des granulats dans les bitum'bags ? Le bitume peut-il, à une échelle plus fine, adsorber des molécules organiques ou organo-minérales, à l'image des mécanismes de séquestration du carbone naturel à l'œuvre dans les autres sols ? A l'inverse, comment la MO d'origine naturelle, présente notamment sous forme de compost, interagit-elle vis-à-vis du bitume ? Peut-elle adsorber la fraction soluble du bitume à sa surface et la protéger ainsi d'une perte par lixiviation ? Enfin, cette éventuelle surface d'échange du bitume pourrait-elle être modifiée par le pH du sol, à la manière des charges variables de la matière organique ? Auquel cas, les pH élevés des sols descellés permettraient au bitume d'en augmenter la capacité d'échange cationique.

1.4. Des impacts limités de la présence d'enrobé bitumineux sur le compartiment biologique

Les résultats du chapitre 6 ont montré que l'ajout d'enrobé bitumineux dans un sol induit des risques limités pour les organismes vivants étudiés, seule l'activité des micro-organismes ayant été sérieusement perturbée. Cette absence d'effets prononcés était attendue, du fait qu'aucun composé potentiellement toxique (hydrocarbures aromatiques polycycliques, éléments-traces métalliques) n'avait été détecté dans l'enrobé bitumineux sélectionné (Chapitre 3). Cela est en phase avec les caractérisations réalisées dans le projet DESSERT, qui n'avaient pas non plus révélé d'enjeu de contamination (Schwartz et al., 2025). La stabilité du bitume de l'enrobé dans le sol n'étant pas certaine à long terme, ces résultats ne peuvent cependant être interprétés comme une garantie définitive d'innocuité de la pratique consistant à laisser de l'enrobé bitumineux dans les sols. La réalisation de tests chroniques sur des daphnies (crustacés d'eau douce) pourrait par exemple permettre d'explorer ces effets à plus long terme sur les organismes aquatiques. En complément, le comportement de la macrofaune du sol (vers de terre) ou des racines de végétaux vis-à-vis de morceaux d'enrobé bitumineux pourrait être étudié, afin de mettre en évidence d'éventuels comportements d'évitement. Les effets clairement négatifs de la présence d'enrobé bitumineux seraient plutôt à attendre d'une taille trop importante des morceaux laissés dans les sols, qui en plus de diminuer la réserve utile, pourraient gêner le développement des racines par analogie avec les terres agricoles à cailloux. Des observations réalisées sur le terrain (Annexe 6) illustrent que nombre de végétaux poussent à proximité immédiate

de l'enrobé bitumineux, voire directement dans celui-ci, autre évidence d'absence d'effet phytotoxique rédhibitoire. La présence de matériaux exogènes (poussières de pneus incluant du cadmium, huiles et carburants de véhicules, sels de déneigement, zinc issu des glissières galvanisées) pourrait également être une source de perturbation/toxicité. Si les freins liés à l'incorporation de morceaux d'enrobé bitumineux dans le sol trouvent en partie leur source dans des préjugés négatifs sur ce matériau, l'absence d'effet écotoxique tranché ne veut pas dire que tout ajout de bitume dans le sol sera systématiquement sans effet. Ces résultats préliminaires sont donc rassurants, dans la mesure où plus de 2 % du territoire français est recouvert avec de l'enrobé bitumineux.

Ces travaux sur le compartiment biologique ont en outre révélé que des méthodes de mesure telles que celles de la biomasse microbienne (BMC), nécessitant d'utiliser du chloroforme, ne semblaient pas toujours adaptées aux conditions particulières des sols très anthropisés et de leurs artéfacts. Un travail d'adaptation de ces méthodes de caractérisation, développées pour des sols naturels, semble donc nécessaire afin de caractériser les sols très anthropisés avec la même acuité que les autres.

1.5. Synthèse graphique des principaux résultats (Figure 7.3)

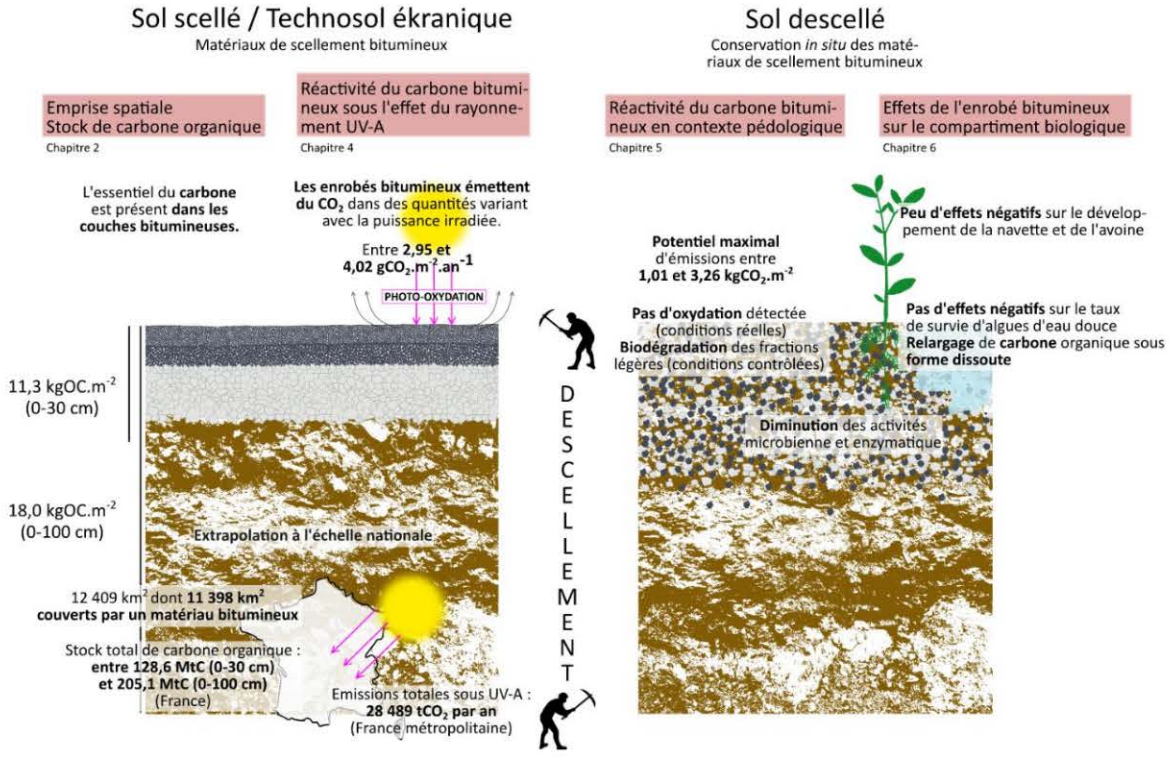


Figure 7.3. Synthèse des principaux résultats obtenus dans le cadre de la thèse.

1.6. Préconisations sur l'utilisation de matériaux bitumineux

1.6.1. Maniement de matériaux bitumineux dans un cadre expérimental

Les matériaux bitumineux utilisés en technique routière peuvent voir leur composition varier, pour les raisons présentées dans l'état de l'art : par exemple, origine du pétrole brut, température de distillation, méthode d'obtention, ajout d'additifs, formulation employée (enduit ou enrobé), température de malaxage et de pose (à chaud, à froid), type de granulat (acide ou basique). Même si les propriétés du bitume ne changent pas radicalement selon les pétroles bruts, cette potentielle variabilité rend imprudente la généralisation des résultats obtenus dans le cadre de ce travail. Par exemple, des bitumes initialement moins riches en asphaltènes (comme ceux de Dutoit et al., 2024), fraction moléculaire la plus récalcitrante, pourraient se comporter différemment en contexte pédologique que le bitume de l'enrobé que nous avons testé. L'âge du matériau bitumineux est également une source potentielle de variabilité de son état, comme l'ont montré les essais de vieillissement au rayonnement UV (Chapitre 4). La présence probable de composés organiques d'origine non bitumineuse rend en outre plus incertaine l'analyse chimique de matériaux récupérés en conditions réelles. Afin de pouvoir attribuer avec certitude les phénomènes observés au bitume, il pourrait être intéressant de travailler avec des matériaux vieillis artificiellement, pratique de routine en technique routière et dans la littérature scientifique sur le sujet.

Enfin, le broyage de l'enrobé bitumineux étant nécessaire pour la réalisation d'un grand nombre d'analyses, il est impératif d'effectuer celui-ci après refroidissement de l'échantillon à l'azote liquide (ou de ne pas effectuer de broyage du tout, lorsque cela n'est pas indispensable). Même avec de telles précautions, il a été observé que les cellules de broyage peuvent être souillées par du bitume, dont un bilan de masse pourrait fournir un éclairage sur les quantités en jeu.

1.6.2. Préconisations sur les méthodes de descellement

L'absence d'effets négatifs marqués d'enrobé bitumineux sur les organismes du sol montre qu'il ne semble pas y avoir de contre-indication majeure, du point de vue sanitaire, à l'incorporation d'enrobé bitumineux dans les sols. Comme déjà évoqué, l'inconvénient principal pourrait provenir de la taille de ces morceaux, comme l'a également relevé Vieillard (2024). Dès lors, il pourrait être tentant de préconiser un broyage, ou au moins un concassage sous la forme d'agrégats d'enrobés (inférieurs à un diamètre de 14 mm). Mais outre les fortes émissions de CO_2 engendrées par une telle pratique (voir section 2, ci-dessous), un tel matériau est aujourd'hui largement collecté par l'industrie routière pour être recyclé dans de nouvelles couches routières. C'est pourquoi les professionnels du secteur avec qui nous avons échangé durant notre travail n'étaient pas favorables à un maintien sur place de l'enrobé bitumineux lors d'opérations de descellement. Cependant, dans un scénario où des surfaces importantes de sol seraient descellées et dans le même temps aucun nouveau sol ne serait scellé (voir le scénario 2c de la section 2, ci-dessous), des masses considérables d'enrobé bitumineux se retrouveraient sans débouché. Dès lors, plutôt qu'un enfouissement en décharge, la logique voudrait qu'on les conserve sur place.

Même si des engins motorisés (pelles mécaniques, camions-benne) ne sont pas disponibles pour effectuer le descellement, il est possible d'envisager un descellement de sols. Au Canada, l'initiative *Depave paradise* fait des travaux de descellement des sols une tâche collective, festive et éducative. Outre le descellement spontané qui est l'avenir de la plupart des sols scellés à moyen terme, il est

possible également d'accélérer le descellement en s'appuyant notamment sur l'action de végétaux. Certaines espèces d'arbres (*Robinia pseudoacacia*, *Populus sp.*) possèdent par exemple la capacité de se multiplier par drageons, des bourgeons présents directement sur les racines des arbres. La présence de ces racines sous les horizons de scellement est parfois suffisante pour percer des couches d'enrobé bitumineux de quelques centimètres d'épaisseur, notamment à la faveur d'une fissure ou d'un amollissement du bitume à la suite d'une exposition au soleil (Figure 1.12e, chapitre 1). L'action des racines (et de champignons, voir annexe 6 photographies 26 et 32) est également capable de soulever ou de fracturer l'enrobé (Annexe 6, photographies 22, 23, 24, 25, 27, 28, 29, 31). Des espèces ligneuses à croissance rapide comme le *Paulownia tomentosa* peuvent aboutir à un tel résultat en quelques années (Annexe 6, photographies 8 et 25). L'implantation ou la favorisation du développement de végétaux disposant de telles facultés à proximité immédiate du sol à desceller pourrait donc être d'une grande aide dans cette entreprise. Il serait même opportun de planter quelques-uns de ces jeunes individus directement dans une fosse effectuée manuellement dans le sol scellé et dans lequel on aura disposé du compost. La fertilité des sols à desceller pourra être améliorée en amendant ces derniers avec du compost de biodéchets, mais également en favorisant l'implantation d'espèces végétales fixatrices d'azote (dont fait partie *Robinia pseudoacadia*). Il est également souhaitable de favoriser le maintien de matières organiques en provenance des végétaux situés à proximité (feuilles mortes, fruits des arbres) en créant du relief sur les sols à desceller. Le creusement de trous permettra à cette matière organique de s'y accumuler et d'accumuler de l'eau, favorisant le développement de végétaux. Les débris de ces trous pourront être disposés à la surface même du sol à desceller, afin de créer des aspérités retenant les matières organiques extérieures, que le vent aurait autrement rapidement balayé. Enfin, si cela est techniquement et financièrement possible, la fracturation de l'enrobé bitumineux en morceaux d'un diamètre inférieur à 10 cm est souhaitable.

2. Discussion opérationnelle : comment gérer les sols scellés en préservant le climat ?

Cette deuxième partie de la discussion générale propose d'investiguer de manière dédiée l'impact sur le cycle du carbone de différents modes de gestion des sols scellés, en s'appuyant sur les résultats obtenus dans le cadre de cette thèse et sur des données d'émissions de gaz à effet de serre produites par des organismes chargés de calculer des bilans « carbone ».

2.1. Scénarii d'évolution des sols scellés

Nous proposons d'examiner des scénarii de gestion des sols scellés très contrastés, dont le détail de calcul est l'objet de la section 2.2.

- Scénario 1 : poursuite de la dynamique actuelle de scellement des sols.
- Scénarii 2a, 2b et 2c : respect du ZAN dans sa version originale, selon deux méthodes de descellement et en absence totale de tout nouveau scellement (2c).
- Scénario 3 : descellement et renaturation de 10 % des Technosols ékraniques (TE) et arrêt de toute construction de TE.

- Scénario 4 : rupture énergétique imposant une baisse drastique de la circulation automobile et le descellement spontané de deux tiers des surfaces de Technosols ékraniques.

Ces scénarios seront étudiés à l'échelle de 30 années, sur la période 2021-2050. Les surfaces de sols scellées et descellées en jeu dans les différents scénarii sont présentées dans le tableau 7.2. Les surfaces de TE utilisées sont celles de l'estimation E+ calculée dans le chapitre 2, soit 1 240 903 ha. Cette estimation inclut les TE sans revêtement bitumineux, et sera considérée comme la surface occupée par ces sols au début des scénarii (2021).

Scénario	Surface totale scellée en 30 ans	Surface totale descellée en 30 ans	Surface totale de Technosols ékraniques au bout de 30 ans
	ha		
Business as usual (1)	306180	0	1547083
ZAN + terre végétale (2a)	128115	48390	1320628
ZAN + EB incorporé (2b)	128115	48390	1320628
ZAN sans scellement (2c)	0	48390	1192513
10 % de sols descellés (3)	0	124090	1116813
Rupture énergétique (4)	0	827268	413634

Tableau 7.2. Surface de sols scellés et descellés dans les différents scénarii étudiés.

2.1.1. Scénario 1 (*Business as usual*) : poursuite de la dynamique actuelle de scellement des sols

Dans ce scénario, le rythme actuel de construction de sols scellés se poursuit, du fait d'une absence de politique publique ambitieuse de préservation des sols, dont l'abandon progressif de l'objectif « Zéro artificialisation nette » est une récente illustration (voir Introduction générale). Selon la base de données Teruti-Lucas, le rythme annuel d'artificialisation des sols naturels et agricoles a été de 52 000 ha en moyenne par an entre 1982 et 2022, et au sein de ces surfaces 27 % étaient des sols revêtus (routes, parkings, places) (Agreste, 2025b). Ce rythme s'est récemment infléchi, avec 37 800 ha artificialisées annuellement entre 2019 et 2022. Comme expliqué dans le chapitre 2, les données OCS-GE devraient fournir des estimations plus fines du phénomène d'artificialisation dans les prochains mois, mais il faut en attendant se baser sur d'autres données. En s'appuyant sur *Teruti-Lucas*, 103 km² de sols naturels et agricoles sont donc remplacés par des Technosols ékraniques chaque année en France. En outre, ce scénario se caractérise par l'absence d'opérations de descellement des sols avec renaturation, du fait de la conservation de l'usage initial de la plupart des sols scellés.

2.1.2. Scénarii 2 : respect du ZAN dans sa version originale

Ce scénario est divisé en trois sous-scénarii, afin d'explorer le potentiel de séquestration de carbone dans les sols descellés que permettrait un respect du ZAN initial. Dans les scénarii 2a (ZAN + terre végétale) et 2b (ZAN + EB incorporé), le rythme de consommation des espaces naturels, agricoles et forestiers (et donc le scellement des sols) est divisé par 2 chaque décennie, par rapport au rythme de la décennie précédente : division par 2 en 2031 (par rapport à la période 2011-2021), puis en 2041 par rapport à la période 2031-41, puis en 2051 par rapport à la période 2041-2051. Dans le scénario 2c (ZAN sans scellement), plus aucune surface de sol n'est artificialisée (et donc scellée) dès 2021.

Dans les scénarii 2a et 2b, les hectares artificialisés sont progressivement compensés par des opérations de descellement, la proportion de sols descellés augmentant linéairement jusqu'à atteindre 100 % en 2050, soit un « ZAN » effectif. Dans le scénario 2c, les surfaces sont descellées et renaturées au même rythme que dans les 2 autres scénarii, la seule différence étant l'absence de scellement supplémentaire.

Les méthodes de descellement utilisées sont les suivantes :

- Scénario 2a : méthode utilisée en routine lors d'opérations de descellement avec renaturation, telle que décrite par Vieillard et al. (2024), à savoir : excavation et export de la couche de scellement bitumineuse et des horizons sous-jacents (graves), et remplacement par un mélange de terre végétale (2/3 en volume) issue du décapage de sols lors de chantiers d'artificialisation et de compost de déchets verts (1/3 en volume).
- Scénarii 2b et 2c : fracturation de l'horizon de scellement bitumineux à l'aide d'une pelle mécanique, qui est ensuite conservé sur place et mélangé avec du compost de déchets verts (ajouté sur une épaisseur de 10 cm) sur une épaisseur de 30 cm.

Toutes les surfaces descellées sont renaturées (végétalisées) en plantant des espèces ligneuses adaptées au changement climatique et notamment tolérantes au stress hydrique.

2.1.3. Scénario 3 : descellement et renaturation de 10 % des Technosols ékraniques (TE) et arrêt de toute construction de TE

Dans ce scénario, le scellement de nouveaux sols cesse complètement. En outre, 10 % des surfaces de Technosols ékraniques sont descellées en 10 ans (période 2021-2023), soit 128 115 ha. La méthode utilisée est la même que celle décrite pour les scénarii 2b et 2c, à savoir la fracturation de l'horizon de scellement bitumineux à l'aide d'une pelle mécanique, et le maintien sur place de cet enrobé en mélange avec du compost de déchets verts (ajouté sur une épaisseur de 10 cm).

2.1.4. Scénario 4 : Rupture énergétique et descellement spontané de 2/3 des surfaces de TE

Ce dernier scénario est celui d'une rupture de l'approvisionnement en énergies fossiles (pétrole, charbon, gaz), limitant notamment la circulation de tout véhicule motorisé. Outre l'arrêt total du scellement des sols, deux tiers des surfaces de Technosols ékraniques se descelleraient et se renatureraient spontanément. Ce descellement spontané est un processus graduel qui a lieu du fait de la suspension des travaux d'entretien et de rénovation des TE, mais surtout de la diminution drastique du nombre de passages de véhicules et de la vitesse de ces passages. Pour les routes notamment, seule une faible largeur reste encore utilisée, et la partie inutilisée n'est plus perturbée par les passages, laissant la possibilité à la végétation de s'y développer (voir Figure 1.12, chapitre 1). En tout, ce sont 827 268 ha qui sont ainsi descellés. Le développement de la végétation se fait par colonisation depuis les abords immédiats des sols scellés : par exemple drageons sur les racines, semis d'arbres, chute de litière.

2.2. Méthodes de calcul et données utilisées

Au sein des différents scénarii, les flux peuvent soit être des émissions de CO_2, soit des absorptions de CO_2. Sept postes d'émissions annuelles ont été différenciés, exprimées en tonnes de CO_2 par hectare et par an ($tCO_2.ha^{-1}.an^{-1}$).

2.2.1. Excavation et transport de la terre végétale

Il s'agit des émissions de CO_2 des pelleteuses et camions ayant décapé et transporté la couche 0-30 cm lors des travaux de scellement des nouveaux sols. Le transport a lieu depuis la zone de travaux jusqu'à la zone de stockage (40 km par aller-retour). Les données sont issues de la base de données SEVE-TP (Tableau 7.3, lignes 3 et 4). Ce poste ne prend donc pas en compte tout le coût CO_2 des travaux de scellement des sols : production et transport de l'enrobé bitumineux neuf, travaux de nivellement, construction de la structure de chaussée.

2.2.2. Scellement de sols cultivés

Ce poste prend en compte les émissions de CO_2 occasionnées par le scellement d'un sol cultivé, du fait de la perte du stock de carbone organique de ce sol. Nous nous sommes basés sur la méthode et les données de stocks de carbone utilisées par l'Ademe (Agence de la transition écologique) dans son simulateur en ligne ALDO (ADEME, 2025). Cet outil propose de quantifier les stocks et flux de carbone présents dans les sols et la biomasse, avec une différenciation de stocks selon les spécificités pédoclimatiques locales. Pour ce faire, il s'appuie sur des stocks de carbone de référence pour les différents usages de sols concernés. Ces stocks peuvent inclure le carbone du sol (0-30 cm), la biomasse vivante aérienne et racinaire, la biomasse morte et la litière. Le changement de stock consécutif au changement d'usage est quantifié en effectuant la différence entre les deux stocks de référence de ces usages, puis en divisant par le nombre d'années nécessaires pour atteindre ce stock de référence. A l'échelle de la France métropolitaine, les stocks de référence moyens d'une culture et d'un sol artificiel imperméabilisé sont respectivement de 49,1±4,6 $tC.ha^{-1}$ et 30±0 $tC.ha^{-1}$. Ainsi, les émissions de CO_2 engendrées par le changement d'usage d'un hectare de sol cultivé à un hectare de sol artificiel imperméabilisé (ECO_2I) sont calculées de la manière suivante :

$$ECO_2I = (49,1-30)x(44/12) = 70\ tCO_2.ha^{-1}$$

Il faut noter que pour les sols cultivés et les sols scellés, ALDO considère que seul le sol renferme du carbone. Ce changement de stock est considéré comme survenant en une seule année, du fait du caractère instantané des travaux occasionnant l'artificialisation. En revanche, cette méthode ne prend pas en compte la perte de potentiel de stockage de carbone du sol artificialisé.

2.2.3. Photo-oxydation des Technosols ékraniques (TE) déjà en place ou nouvellement construits

Les émissions de CO_2 des TE par photo-oxydation déjà en place sont calculées à partir des résultats du chapitre 4 (section 3) pour l'enrobé usagé. Chaque année, ce poste augmente compte tenu de l'augmentation des surfaces de TE construites l'année précédente (TE nouvellement construits). Les émissions de CO_2 des TE nouvellement construits sont calculées à partir des résultats du chapitre 4

pour l'enrobé neuf (section 3). Pour le scénario 4, nous considérons que 10 % de la surface des sols spontanément descellés est soustraite à l'action de l'UV chaque année, sous l'effet du recouvrement progressif de l'enrobé bitumineux par la litière végétale et la végétation. Ainsi, les émissions imputées à la photo-oxydation des sols spontanément descellés diminuent de 10 % annuellement, et deviennent nulles dès 2030.

2.2.4. Travaux de descellement

Les émissions de CO_2 occasionnées par les travaux de descellement des sols sont calculées à partir des facteurs d'émission disponibles dans la base de données SEVE-TP (SEVE-TP, s. d.). Il s'agit d'un outil mis à disposition de ses adhérents par la Fédération nationale des travaux publics, qui représente les intérêts des entreprises de ce secteur. Cet outil fournit des facteurs d'émissions utilisables afin de réaliser des analyses de cycle de vie des chantiers de travaux publics. Les données d'émissions sont initialement fournies en « coût environnemental » (tonnes de CO_2) par unité de temps (heure ou journée) ou de distance, et sont converties par nos soins en $tCO_2.ha^{-1}.an^{-1}$. Les facteurs d'émission issus de SEVE-TP et utilisés dans ce travail sont présentés dans le tableau 7.3.

Nom de l'outil	Nomenclature SEVE-TP	Utilisation	Scénarii	Facteur d'émission
Raboteuse 2 m à 2,2 m largeur	RA300	Déconstruction et broyage sur place de la couche de roulement bitumineuse (sous forme d'AE)	1, 2a, 2b	226,1 ($kgCO_2.h^{-1}$)
Pelle 20 à 25 tonnes (taux moyen d'utilisation)	PE25MO	Chargement, déchargement des graves, de la terre végétale et du compost ; fracturation de l'enrobé en morceaux de taille réduite	1, 2a, 2b, 2c	73,42 ($kgCO_2.h^{-1}$)
Transport par semi-remorque 44 tonnes, charge utile 30 tonnes	TROUCU30V	Transport des engins de chantier, de l'AE, des graves, de la terre végétale et du compost	1, 2a, 2b, 2c	0,09 ($kgCO_2.km^{-1}$)

Tableau 7.3. Facteurs d'émissions d'engins de chantiers utilisés dans le cadre d'opérations de descellement des sols.

Données issues de la base SEVE-TP.

2.2.5. Végétalisation par afforestation

Ce poste quantifie le puits annuel de CO_2 représenté par les sols descellés et végétalisés. La même méthode que celle décrite pour le scellement des sols a été adoptée. Le stock de carbone de référence de la forêt mixte a été utilisée, car nous faisons l'hypothèse que tous les sols descellés sont renaturés (par plantation ou non) avec de la végétation ligneuse dans un but de maximiser leur fonction de stockage de carbone. Pour la forêt mixte dont le stock de carbone moyen de référence à l'échelle de la France métropolitaine est de $174,9 \pm 13,8\ tC.ha^{-1}$, les stocks dans les différents compartiments renfermant du carbone, se répartissent de la manière suivante :

- Profondeur 0-30 cm du sol : 73,1±11,6 $tC.ha^{-1}$,
- Biomasse vivante : 84,5±18,4 $tC.ha^{-1}$,
- Biomasse morte : 8,3±2,3 $tC.ha^{-1}$,
- Litière : 9±0 $tC.ha^{-1}$).

L'absorption de CO_2 engendrée par le changement d'usage d'un hectare de sol artificiel imperméabilisé (30 $tC.ha^{-1}$) à un hectare de sol de forêt mixte (ACO_2F) est calculée de la manière suivante :

$$ACO_2F= (30-174,9)x(44/12) = -531,3\ tCO_2.ha^{-1}$$

Considérant qu'il faut 40 ans pour atteindre ce stock de carbone dans une forêt, l'absorption annuelle de CO_2 suite à ce changement d'usage est donc de -13,3 $tCO_2.ha^{-1}.an^{-1}$. Sur les 30 années couvertes par nos scénarii, le stock de référence des forêts mixtes ne sera donc pas atteint.

Pour l'ensemble des scénarii concernés par le descellement de sols (2a, b, c, 3 et 4), nous avons considéré que les sols descellés mettaient 10 ans à atteindre ce rythme de stockage annuel, du fait du temps nécessaire à l'implantation du couvert végétal. Ainsi, le rythme de stockage de CO_2 imputé à la croissance des végétaux ligneux augmente de 10 % annuellement pour atteint son plein potentiel au bout 10 ans. Pour le scénario 4, où les sols se descellent spontanément, nous considérons que ce potentiel maximal est atteint au bout de 20 ans, ce qui fait que le rythme de stockage de carbone augmente de seulement 5 % par an. Ce rythme plus lent est dû à différents facteurs : l'enrobé bitumineux gêne la croissance des végétaux les premières années, aucun compost n'est apporté, et les ligneux ne sont pas plantés mais poussent spontanément à la faveur des arbres présent aux alentours, rendant leur établissement plus lent que lorsqu'il y a plantation. Enfin, nous négligeons les émissions de CO_2 dues à la culture, au transport et à la plantation des espèces ligneuses (scénarii 2a, 2b, 2c et 3).

2.2.6. Dégradation de l'enrobé bitumineux dans le sol descellé

Ce poste correspond aux émissions de CO_2 en provenance du carbone de l'enrobé bitumineux laissé dans les sols après les opérations de descellement. Elles sont calculées à partir des résultats du chapitre 5 (section 5). Ces émissions sont considérées comme n'ayant lieu que durant l'année du descellement des surfaces concernées. Cela veut dire que les résultats obtenus dans le chapitre 5 sont considérés comme le potentiel de dégradation maximal du carbone bitumineux dans le sol.

2.3. Bilan des émissions de gaz à effet de serre des différents scénarii

Les résultats exposés ci-après ont été produits afin de contribuer à la réflexion sur la gestion des sols scellés, et plus généralement à celle de la place des sols dans la lutte contre le changement climatique (Figure 7.4).

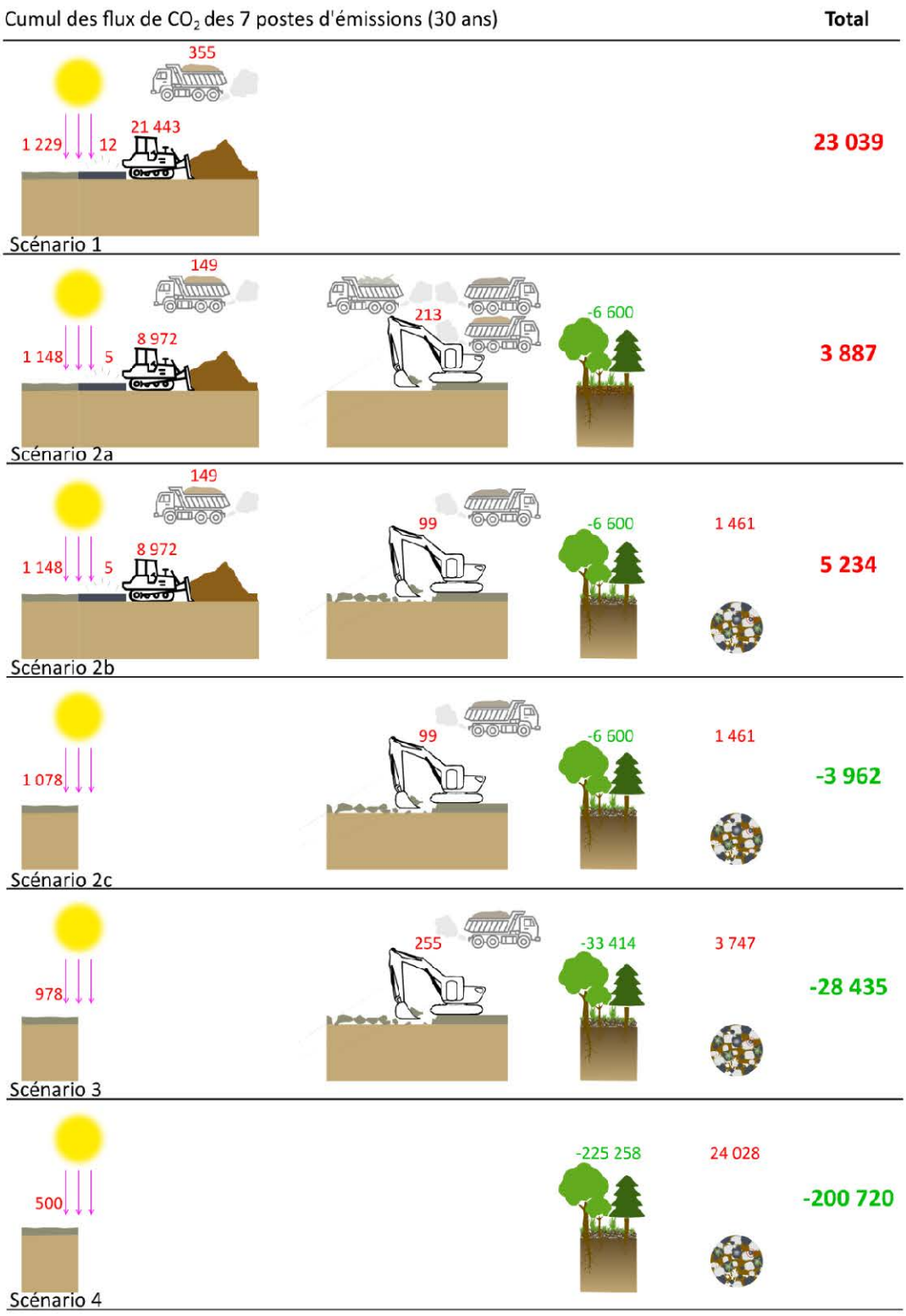


Figure 7.4. Contribution des différents postes aux émissions totales des différents scénarii (CO_2).
Les émissions de CO_2 sont exprimées en milliers de tonnes de CO_2 ($ktCO_2$) sur 30 ans. Les valeurs d'émissions et d'absorptions étant sujettes à une forte incertitude, elles ne doivent pas être considérées comme des valeurs définitives.

Leur intérêt principal ne tient pas à l'exactitude de leurs estimations, mais aux trajectoires différentes qu'empruntent les scénarii. Les estimations ne concernent que le CO_2. Le périmètre des scénarii (postes d'émissions pris en compte) ainsi que les flux de CO_2 pour chaque poste sont détaillés dans le tableau 7.4. Le périmètre de ces estimations a été déterminé par la disponibilité des données, et n'est donc pas le même pour les différents scénarii. Ces bilans de gaz à effet de serre ne prennent pas en compte les stocks de carbone apportés par la terre végétale et le compost, ainsi que ceux représentés par l'enrobé bitumineux, car ils représentent des stocks « déplacés », et non émis ou absorbés lors des opérations de descellement ou de scellement. Ainsi, en considérant que l'entièreté du carbone organique contenu dans les sols agricoles est émis dans l'atmosphère suite au décapage de la terre végétale, nous surestimons probablement les émissions de CO_2 engendrés par de tels aménagements (scénarii 1, 2a et 2b), ce qui constitue une limite de ce travail. Il faut noter enfin la probabilité, non prise en compte dans nos scénarii, que le carbone inorganique présent dans les sols scellés soit en partie décarbonaté et donc source de gaz à effet de serre. Ce phénomène pourrait concerner les graves et granulats carbonatés, mais également les matériaux à base de liant hydraulique concernés par la re-carbonatation, processus potentiellement amplifié par le rétablissement des flux atmosphériques dans le sol (dont la porosité est particulièrement riche en CO_2), consécutif au descellement.

On peut diviser les scénarii en deux groupes. Le première groupe est celui des scénarii ayant un bilan CO_2 positif (1, 2a et 2b), avec respectivement 23, 3,9 et 5,2 $MtCO_2$ émises sur les 30 années concernées par la projection. Le scénario 1 est celui qui a cours aujourd'hui. Ses émissions « carbone » sont probablement sous-estimées car la construction de nouveaux sols scellés n'est pas prise en compte, seuls l'excavation et le transport de la terre végétale étant comptabilisés. Quant aux scénarii du deuxième groupe (2c, 3 et 4), ils ont un bilan CO_2 négatif, ce qui signifie qu'ils stockent du carbone sur les 30 années : respectivement 4, 28,4 et 200,7 $MtCO_2$. Il faut attirer l'attention sur le fait que la somme totale du stockage sur ces 30 années ne correspondant pas à une masse de CO_2 séquestrée. Pour ce faire, il faudrait être sûr que le carbone stocké au cours d'une année le reste durablement et qu'aucun déstockage n'ait lieu en parallèle du stockage.

Le principal poste d'émission des scénarii du premier groupe est le scellement des sols, suivi par la photo-oxydation des Technosols ékraniques, sauf pour le scénario 2b dont le poste de dégradation du carbone de l'enrobé bitumineux (EB) contribue davantage aux émissions de GES. Pour les scénarii du deuxième groupe, c'est ce dernier poste (dégradation des EB dans le sol) qui constitue le principal poste d'émissions de CO_2. Les enrobés bitumineux qui étaient auparavant oxydés sous l'effet du rayonnement UV solaire, lorsqu'ils sont conservés sur place à l'issue des opérations de descellement, voient leur carbone dégradé sous l'effet de la biodégradation par les micro-organismes du sol. Pour les sols du 2e groupe, le stockage de carbone dû à l'afforestation des sols descellés est proportionnel aux surfaces descellées.

Scénario	Photo-oxydation anciens TE	Photo-oxydation nouveaux TE	Scelle-ment sols cultivés	Excavation et transport terre végétale	Travaux descel-lement	Végétali-sation par afforès-tation	Dégrada-tion EB sol descellé	Bilan annuel	Bilan sur 30 ans
				$ktCO_2$				$MtCO_2$	
1	1229	12	21443	355	0	0	0	0,77	23,0
2a	1148	5	8972	149	213	-6600	0	0,13	3,9
2b	1148	5	8972	149	99	-6600	1461	0,17	5,2
2c	1078	0	0	0	99	-6600	1461	-0,13	-4,0
3	978	0	0	0	255	-33414	3747	-0,95	-28,4
4	500	0	0	0	0	-225258	24028	-6,69	-200,7

Tableau 7.4. Flux de CO_2 des 7 postes d'émission pour les différents scénarii testés, cumulés sur 30 ans.
Les valeurs en rouge indiquent des flux positifs (émissions), et les valeurs en vert de flux négatifs (absorption). TE : Technosols ékraniques ; EB : enrobé bitumineux. Les valeurs d'émissions et d'absorptions étant sujettes à une forte incertitude, elles ne doivent pas être considérées comme des valeurs définitives.

Les cumuls des émissions de CO_2 des différents scénarii au cours du temps sont représentés dans la figure 7.5. Cette représentation montre que le scénario 4 a un bilan carbone négatif (stockage net) dès la deuxième année. Le scénario 3 stocke du carbone au bout de la dixième année (quand la contribution de la dégradation de l'enrobé bitumineux dans les sols cesse), et le scénario 2c au bout de la dix-septième année, du fait de la diminution des surfaces scellées annuellement.

Le premier enseignement à tirer de telles projections est le rôle prépondérant du scellement des sols dans la détérioration du bilan carbone global des scénarii. En effet, seuls les scénarii dans lesquels plus aucun hectare de sol n'est artificialisé (2c, 3 et 4) stockent du carbone. Même le respect de l'objectif ZAN tel que voté en 2021, ne permet pas d'avoir un bilan carbone à l'équilibre en 2050.

En lien avec cette première observation, la méthode de descellement semble jouer un rôle secondaire dans le bilan carbone total des opérations. En effet, le scénario 2b, où la méthode de descellement consiste en la conservation *in situ* des matériaux de scellement, affiche un moins bon bilan carbone que le 2a, où de la terre végétale est utilisée. Ce moins bon bilan du scénario 2b est dû à la dégradation du carbone bitumineux dans les sols, et montre donc qu'il ne faudrait pas négliger ce poste d'émissions. Cependant, il faut souligner que les émissions de CO_2 de la méthode qui emploie de la terre végétale sont probablement sous-estimées. En effet, le calcul n'inclut pas la perte de carbone dû à l'artificialisation d'un autre sol, que nécessite pourtant l'emploi de terre végétale après le descellement. Ces émissions étant déjà comptabilisées dans le poste « scellement de sols cultivés », nous avons fait le choix de ne pas le compter deux fois et de tester un autre scénario (2c) dans lequel la non-utilisation de terre végétale pour le descellement se traduit par une diminution équivalente des surfaces scellées. Cela explique pourquoi le scénario 2c est le seul qui ait un bilan carbone négatif. Par ailleurs, la distance de 40 km sur laquelle est transportée les matériaux excavés (terre végétale, enrobé bitumineux concassé, graves) dans nos scénarii mériterait d'être confirmée par des données de terrain. Des distances plus longues dégraderaient le bilan carbone du scénario 2a.

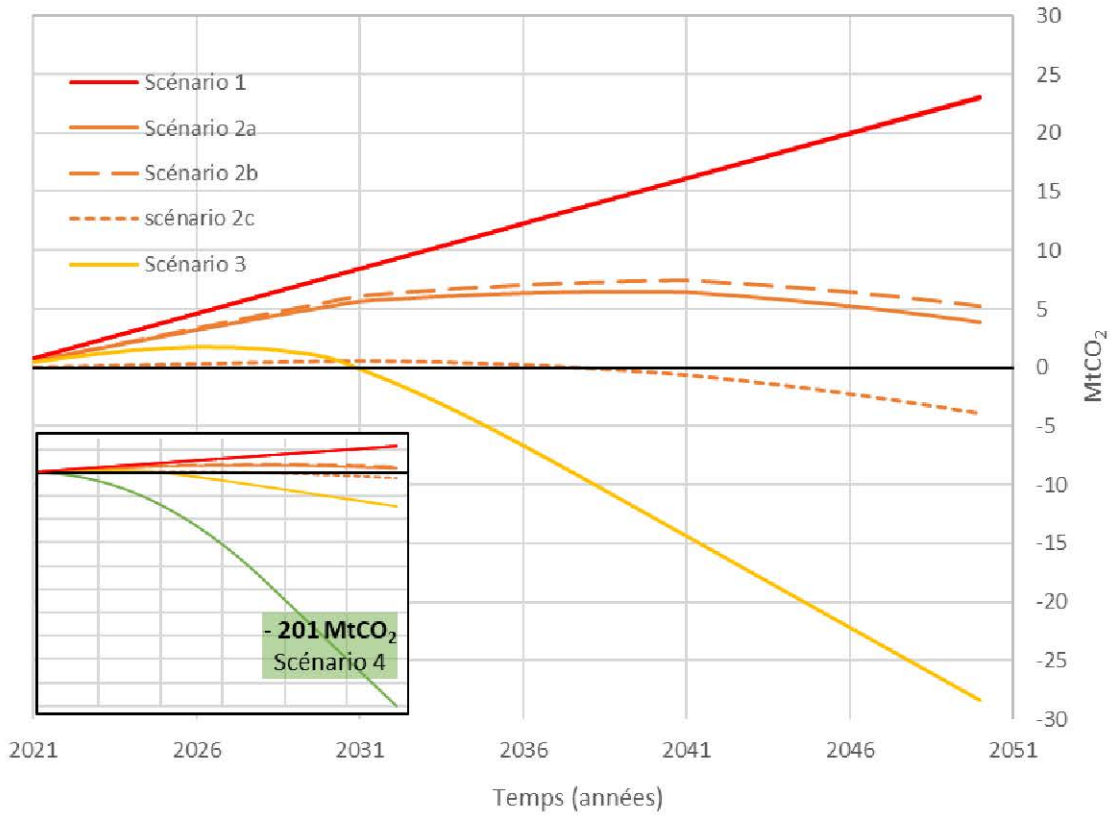


Figure 7.5. Cumul des flux de CO_2 des scénarii 1, 2a, 2b, 2c et 3 durant 30 années (graphique principal) et en incluant le scénario 4 (encadré en bas à gauche), représenté en vert.
Les valeurs en-dessous de ligne noire correspondent à des émissions négatives (absorption de carbone). Les scénarii reposant sur des valeurs d'émissions et d'absorptions sujettes à une forte incertitude, les résultats auxquels ils aboutissent ne doivent pas être considérés comme définitifs.

2.4. Quelle contribution des sols descellés au stockage de carbone ?

D'après Meersmans et al. (2016), le changement d'usage des sols urbains pourrait être la stratégie la plus efficace pour séquestrer du carbone organique (CO) dans les sols. Elle n'est cependant pas privilégiée car peu probable au regard des tendances actuelles de poursuite de l'artificialisation des sols. Les conséquences sur le stock de CO d'un descellement des Technosols ékraniques sont donc globalement méconnues (Pellerin et al., 2020). Dans la littérature scientifique, les sols dont l'afforestation est étudiée sont surtout des sols agricoles (prairies permanentes ou temporaires, grandes cultures). D'après la synthèse de Mayer et al. (2020), portant notamment sur les conséquences de l'afforestation sur les stocks de carbone organique dans les sols, cette pratique est particulièrement efficace lorsque les stocks de C initiaux des sols afforestés sont faibles et que leur texture est grossière, ce qui est le cas des sols descellés (lorsque la méthode de descellement n'utilise pas de terre végétale). Le stockage de CO dans les sols afforestés se fait, au début, essentiellement par l'accumulation de litière forestière, la séquestration dans les horizons minéraux des sols ne commençant qu'après 30 ans. Outre les propriétés du sol afforesté, d'autres facteurs comme le climat, le temps, et les modes de gestion peuvent influencer le rythme d'accumulation de CO suite à l'afforestation (Mayer et al., 2020). De plus, les conséquences du changement climatiques sur le cycle du carbone des sols sont encore incertaines, et surtout très différenciées selon les régions et les climats. La plus grande fréquence des épisodes de

sécheresse et les températures plus élevées favorisant la dégradation du COS sont à même de réduire le potentiel de stockage de carbone des sols descellés.

Dans leur étude sur le stockage de carbone dans les sols agricoles français, Pellerin et al. (2020) chiffrent ce potentiel à -20,9 $MtCO_2$ (5,69MtC) par an pour la couche 0-30 cm. Ils précisent cependant que ces valeurs « ont été calculées (…) sous hypothèse d'adoption de l'ensemble des 9 pratiques stockantes identifiées sur la totalité de leur assiette maximale technique, ce qui est extrêmement ambitieux. » Quant au secteur UTCATF (Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie), il représentait en moyenne annuelle sur la période 2010-2023 un puits de -38,5 $MtCO_2$ (CITEPA, 2025) pour la France métropolitaine. Principalement imputable au puits de carbone représenté par les forêts, il est cependant en nette réduction par rapport aux années précédentes du fait de l'intensification du changement climatique (sécheresses et maladies touchant les arbres) et d'une hausse de la récolte de bois. A titre de comparaison, les quantités de carbone absorbées dans les scénarii 2c, 3 et 4 représentent respectivement 0,6 %, 4,5 % et 32 % du potentiel de stockage additionnel calculé par Pellerin et al. (2020), et respectivement 0,3 % 2,5 % et 17,4 % du puits annuel des forêts françaises d'après le CITEPA. Le potentiel de stockage de carbone dans les sols descellés est donc loin d'être négligeable.

Si le potentiel de séquestration de carbone lié au changement d'usage des sols a été identifié de longue date, la dynamique actuelle opère clairement dans le sens inverse, à savoir une artificialisation continue de nouveaux sols entraînant le déstockage de leur carbone. L'afforestation de sols agricoles constitue notamment un puits de carbone convoité dans la dernière version de la Stratégie nationale bas carbone (Gouvernement, 2024), qui est la feuille de route de l'État français pour la réduction des émissions de gaz à effet de serre (version encore à l'état de projet). Ce document envisage ainsi que « le boisement hors forêt passe de 100 ha par an en 2021 à 15 000 ha par an à l'horizon 2030. Ce boisement hors forêt concerne essentiellement des plantations sur des surfaces en déprise agricole (…). Les boisements interviennent également sur des surfaces en friche industrielle bien que ces dernières restent marginales. » Comme le précise la SNBC, il faut éviter que l'afforestation ne vienne en concurrence avec des surfaces dédiées à l'agriculture, au risque de détériorer la sécurité alimentaire (Doelman et al., 2020), en particulier dans des pays où l'agriculture vivrière occupe une place importante. Il semble que ces 15 000 ha à afforester d'ici 2030 pourraient être en particulier pris aux surfaces scellées, ce qui aurait l'avantage de stocker des quantités accrues de carbone à terme et de ne pas concurrencer l'usage agricole des terres.

2.5. Freins au stockage de carbone par descellement des sols et préconisations finales

Le fait que des opérations de descellement des sols présentent un bilan carbone favorable ou non, tient finalement à la question du périmètre de mesure des émissions. En raisonnant à l'échelle du chantier de descellement, la méthode consistant à employer de la terre végétale en mélange avec du compost semble présenter un bilan légèrement plus favorable que de conserver sur place l'enrobé bitumineux, du fait de la dégradation de ce dernier au contact du sol. En revanche, si on intègre les opérations de scellement que nécessite la disponibilité de la terre végétale, alors il devient plus opportun, d'un point de vue du stockage de carbone, de conserver sur place les matériaux de scellement. Cela est tout simplement dû au fait que ce faisant, on considère qu'on *évite* le décapage et l'artificialisation de sols supplémentaires et les émissions de CO_2 engendrées. Ces scénarii viennent dont rappeler la nécessité

d'une diminution drastique voire de l'arrêt total du scellement des sols. Sans cela, leur descellement et végétalisation ne sera jamais à même de permettre la fourniture du service écosystémique de régulation du climat global, qui plus est en contexte de changement climatique.

A l'échelle nationale, il semble bien improbable, au regard de la dynamique actuelle, que le scellement continuel de nouveaux sols ne cesse dans les années à venir. Il ne semble pas plus probable que de vastes surfaces de Technosols ékraniques soient descellées. Pourtant, une planification qui ciblerait certains usages du sol qui sont le siège d'activités particulièrement émissives en CO_2, comme les aéroports, les autoroutes ou les plateformes logistiques, permettrait de réduire les émissions en provenance de ces secteurs d'activité, du fait de leur diminution que le descellement induirait. Dans le scénario 3, qui explore les conséquences de tels changement, les opérations de descellement pourraient ainsi cibler ces usages spécifiques de sol, en s'appuyant sur la classification de la base de données OCS-GE. Notamment, les tarmacs des aéroports et aérodromes, mais également une partie des parcs de stationnement, sont souvent construits en conservant une partie des sols sous-jacents, et sont parfois dépourvus de couches d'assise. Dans ces sols descellés, les végétaux implantés pourraient ainsi bénéficier d'une meilleure réserve utile que dans d'autres sols scellés, en particulier ceux où la fraction grossière prédomine.

A l'échelle d'une opération de descellement, un des risques qui pèse sur le succès d'opérations de descellement des sols, du point de vue du stockage de carbone, est la difficulté de la végétation à s'y développer. Cela s'explique par les propriétés agronomiques dégradées de ces sols, et notamment de leur forte charge en éléments grossiers (faible teneur en éléments nutritifs disponibles et faible capacité de rétention en eau). De telles difficultés pourraient être amplifiées en climat méditerranéen, ainsi que par l'accumulation des épisodes de sécheresse et de canicule, qui retarderaient (voire ne permettraient pas d'atteindre) l'échéance à laquelle ces sols pourraient devenir des puits de carbone. Les plantations de plus en plus nombreuses d'arbres en ville, en lieu et place de sols scellés, se font souvent à grand renfort de systèmes d'irrigation, sans lesquels les végétaux ne pourraient survivre. Pour des surfaces descellées plus vastes, telles que testées dans nos scénarii incluant du descellement, l'impossibilité de mettre en place l'irrigation pourrait être partiellement contrebalancée par un apport initial massif, puis continu dans le temps, de compost aux sols descellés. En outre, l'obligation du tri à la source des déchets alimentaires, en vigueur depuis le 1er janvier 2024, a pour conséquence que des quantités importantes de compost de biodéchets sont disponibles sur l'ensemble du territoire français. Le compost de biodéchets, mélangeant déchets alimentaire et déchets verts, présente un pouvoir fertilisant plus élevé que le compost de seuls déchets verts (Cannavo et al., 2025), ce qui en fait un prétendant de choix à l'amendement de sols récemment descellés, afin d'y faciliter l'implantation de végétaux.

Sous réserve que les données d'émissions de CO_2 acquises dans le chapitre 5 correspondent bien à la dégradation du carbone bitumineux, le maintien sur place de l'enrobé bitumineux après descellement ne semble pas particulièrement justifié. Les émissions de CO_2 occasionnées par la méthode utilisant de la terre végétale sont probablement sous-estimées dans le scénario 2a, du fait notamment d'un manque de données sur la distance de transport des matériaux excavés. Nous préconisons enfin d'inclure systématiquement dans le bilan carbone de telles opérations, les émissions engendrées par l'artificialisation de nouveaux sols, afin d'éviter que des opérations de descellement soit appréhendées comme vertueuses eu égard au service écosystémique de régulation du climat global, alors que leur réalisation a nécessité d'artificialiser de nouveaux sols agricoles ou forestiers.

Conclusion générale

Cette thèse s'inscrit dans un contexte où les sols sont étudiés et convoités pour le puits de carbone qu'ils peuvent représenter. Les Technosols ékraniques, parmi les sols les plus anthropisés qui existent, sont de plus en plus la cible d'opérations de descellement dont les conséquences sur leur état, leur fonctionnement, leur capacité à assurer des fonctions et à rendre des services dont celui de régulation du climat global, demeurent largement méconnues. C'est pourquoi cette thèse a pris pour objet d'étude principal l'horizon de scellement, horizon de surface des Technosols ékraniques, jusqu'à présent quasi ignoré dans les travaux en sciences du sol. Il s'agissait d'éclairer le devenir du carbone contenu dans cet horizon de scellement, en particulier dans le contexte de la gestion des sols scellés, allant de leur état initial (scellé), à leur état final (descellé).

L'état de l'art a mis en évidence que cet horizon était la plupart du temps fait d'un matériau bitumineux, soit un mélange organo-minéral issu de la technique routière. L'approche pédologique pour mieux connaître cet horizon et en particulier la dynamique de son carbone, nécessite alors de mobiliser des champs disciplinaires variés. Ce carbone bitumineux n'avait d'ailleurs jamais réellement été envisagé comme une source potentielle de gaz à effet de serre, que ce soit dans les sols scellés ou les sols descellés.

D'un point de vue méthodologique, notre travail a fait le choix de commencer par étudier les Technosols ékraniques et leur carbone d'un point de vue macroscopique, à large échelle territoriale (Chapitre 2). Il s'est ensuite focalisé sur des échelles d'étude plus fines, à savoir celle du profil de sol, afin d'éclairer le devenir de ce carbone en contexte scellé (Chapitre 4) et descellé (Chapitre 5). Il s'agissait alors en particulier de mieux connaître les conséquences d'une présence de matériaux bitumineux dans le sol sur le compartiment biologique (Chapitre 6). Enfin, sur la base de tous ces résultats, le chapitre 7 (section 2) s'est attaché à éclairer le rôle des Technosols ékraniques dans la fourniture du service écosystémique de régulation du climat global.

En se basant essentiellement sur des données déjà disponibles, notre travail a permis de quantifier de manière fine l'emprise spatiale des Technosols ékraniques à l'échelle de la France. Le stock de carbone organique contenu dans ces sols a ensuite pu être estimé, comblant ainsi un vide dans la connaissance du carbone des sols très anthropisés. Comme attendu, les résultats ont montré que l'essentiel du carbone de ces sols était présent dans l'horizon de scellement, et légitimé ainsi notre intérêt pour cet horizon spécifique des Technosols ékraniques.

A une échelle plus fine et grâce à un dispositif expérimental conçu *ad hoc*, nous avons mis à jour que le carbone contenu dans cet horizon était réactif sous l'effet du rayonnement UV-A. En conditions réelles, le bitume de l'enrobé peut donc être dégradé jusqu'à former du CO_2 et se comporter comme une source de gaz à effet de serre. La quantification de ces émissions à l'échelle nationale, grâce aux données précédemment acquises, a permis de quantifier la contribution des Technosols ékraniques au service de régulation du climat global.

Considérant que les matériaux bitumineux constituant l'horizon de scellement étaient susceptibles d'être maintenus dans le sol en cas de descellement, nous avons étudié leur devenir dans un tel contexte et pour différents types de sols réceptacles qui suivaient un gradient d'anthropisation. Le dispositif expérimental en conditions réelles (bitum' bags) n'a pas révélé d'oxydation et donc de

déstabilisation du bitume de l'enrobé. En revanche les essais en conditions contrôlées (incubations) ont révélé une déstabilisation des fractions les plus légères du bitume, dans les sols où préexistait une matière organique possédant une structure proche de ces fractions du bitume. Les masses de CO_2 obtenues au cours de ces incubations ont permis de calculer un potentiel maximum de dégradation de l'enrobé bitumineux. Les quantités obtenues ne correspondent donc pas au carbone qui serait systématiquement dégradé à la suite d'un descellement avec maintien sur place de l'enrobé bitumineux.

Les effets de la présence d'enrobé bitumineux sur le compartiment biologique ont été étudiés afin d'aider les gestionnaires des sols (de)scellés dans leurs choix. Les tests écotoxicologiques menés ont mis à jour une faible toxicité du bitume sur les organismes du sol (plantes et algue d'eau douce), seuls les micro-organismes (biomasse microbienne et activité enzymatique) se trouvant négativement affectés par cette présence. Nos travaux ont également mis en avant le relargage de carbone bitumineux sous forme dissoute dans la solution du sol, témoignant une fois de plus que le bitume n'est pas un matériau parfaitement inerte.

Enfin, sur la base de ces différents résultats expérimentaux, nous avons cherché à quantifier l'effet des différents modes de gestion possibles des sols scellés sur le service écosystémique de régulation du climat global. Ce travail, conçu sous la forme de scénarii couvrant des durées de 30 ans, a montré que la meilleure gestion des sols scellés consistait à les revégétaliser avec des plantes ligneuses. Les méthodes de descellement (maintien ou non des enrobés bitumineux sur place, broyage ou non du matériau bitumineux) n'apparaissent pas comme le déterminant principal de flux de CO_2 en provenance du descellement des sols. Le principal poste d'émissions de gaz à effet de serre réside dans le scellement continuel de nouveaux sols, du fait du déstockage occasionné et de la perte de potentiel de séquestration que cela constitue.

Ainsi, d'un point de vue du service écosystémique de régulation du climat global, la meilleure manière de gérer les sols scellés semble être leur afforestation massive doublée de l'arrêt de tout nouveau scellement de sol. Autrement, les Technosols ékraniques, loin d'être des puits de carbone, se comporteraient uniquement comme des sources de gaz à effet de serre.

En perspective, il semble nécessaire d'étudier les sols scellés et descellés en les replaçant dans le temps long de la pédogénèse. Cette approche est à envisager afin d'essayer de mieux comprendre ce que deviendra le carbone bitumineux au cours des siècles d'évolution qui suivent le descellement, horizon certain de tout Technosol ékranique.

Références bibliographiques

Abtahi, S. M., Sheikhzadeh, M., & Hejazi, S. M. (2010). Fiber-reinforced asphalt-concrete – A review. *Construction and Building Materials*, *24*(6), 871-877. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2009.11.009

Acosta-Martínez, V., Cruz, L., Sotomayor-Ramírez, D., & Pérez-Alegría, L. (2007). Enzyme activities as affected by soil properties and land use in a tropical watershed. *Applied Soil Ecology*, *35*(1), 35-45. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.05.012

Adam, G., & Duncan, H. (2001). Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. *Soil Biology and Biochemistry*, *33*(7), 943-951. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00244-3

ADEME. (2025, août 27). *ALDO*. https://aldo.territoiresentransitions.fr/

Adobati, F., & Garda, E. (2020). Soil releasing as key to rethink water spaces in urban planning. *City, Territory and Architecture*, *7*(1), Article 1. https://doi.org/10.1186/s40410-020-00117-8

AFES. (2008). *Référentiel pédologique 2008*.

AFNOR. (2003). *NF EN 13043*. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-13043/granulats-pour-melanges-hydrocarbones-et-pour-enduits-superficiels-utilises/fa046926/21788

AFNOR. (2009). *NF EN ISO 11269-2*. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-iso-112692/qualite-du-sol-determination-des-effets-des-polluants-sur-la-flore-du-sol-p/fa174902/41174

AFNOR. (2012). *NF EN ISO 8692*. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-en-iso-8692/qualite-de-leau-essai-dinhibition-de-la-croissance-des-algues-deau-douce-av/fa164081/39246

AFNOR. (2021). *NF P18-545*. https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-p18545/granulats-element-de-definition-conformite-et-codification/fa183181/276629

Agreste. (2025a). *L'occupation du territoire en 2023 Enquêtes Teruti 2022-2023-2024|Agreste, la statistique agricole*. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Chd2510/detail/

Agreste. (2025b). *Sols artificialisés : + 66 % en 40 ans mais un ralentissement depuis 2010*. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Pri2501/detail/

Ait-Langomazino, N., Sellier, R., Jouquet, G., & Trescinski, M. (1991). Microbial degradation of bitumen. *Experientia*, *47*(6), 533-539. https://doi.org/10.1007/BF01949873

Allory, V. (2022). *Contribution of Technosols to carbon storage and the role of artefacts* [Phdthesis, Université de Lorraine]. https://hal.univ-lorraine.fr/tel-03960027

Allory, V., Séré, G., & Ouvrard, S. (2021). A meta-analysis of carbon content and stocks in Technosols and identification of the main governing factors. *European Journal of Soil Science*, *73*(1), e13141. https://doi.org/10.1111/ejss.13141

Amelung, W., Bossio, D., de Vries, W., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Amundson, R., Bol, R., Collins, C., Lal, R., Leifeld, J., Minasny, B., Pan, G., Paustian, K., Rumpel, C., Sanderman, J., van Groenigen, J. W., Mooney, S., van Wesemael, B., Wander, M., & Chabbi, A. (2020). Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. *Nature Communications*, *11*, 5427. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18887-7

Amundson, R. (2021). Factors of soil formation in the 21st century. *Geoderma*, *391*, 114960. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.114960

Arrêté du 15 février 2016 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux.

ASFA. (2024). *Les chiffres clés des autoroutes françaises*. https://www.autoroutes.fr/fr/publications/chiffres-cles.htm

Asphalt Institute, & Eurobitume. (2024). *The bitumen industry—A global perspective*.

A'Urba. (2022, juillet). *Désimperméabilisation des sols : Enjeux et leviers d'action*.

Availability of tea – Teatime4Science. (s. d.). Consulté 9 août 2025, à l'adresse https://www.teatime4science.org/method/availability-of-tea/

Bae, J., & Ryu, Y. (2020). High soil organic carbon stocks under impervious surfaces contributed by urban deep cultural layers. *Landscape and Urban Planning*, *204*, 103953. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103953

Bailes, G., Lind, M., Ely, A., Powell, M., Moore-Kucera, J., Miles, C., Inglis, D., & Brodhagen, M. (2013). Isolation of Native Soil Microorganisms with Potential for Breaking Down Biodegradable Plastic Mulch Films Used in Agriculture. *Journal of Visualized Experiments : JoVE*, *75*, 50373. https://doi.org/10.3791/50373

Balek, C. L. (2002). Buried artifacts in stable upland sites and the role of bioturbation : A review. *Geoarchaeology*, *17*(1), 41-51. https://doi.org/10.1002/gea.10002

Barillot, J., Cabanes, H., & Carillo, P. (2020). *La route et ses chaussées*. https://www.eyrolles.com/BTP/Livre/la-route-et-ses-chaussees-9782212679236/

Barletta, R. E., Bowerman, B. S., Davis, R. E., & Shea, C. E. (1987). *Biodegradation testing of bitumen*. Materials Research Society.

Barré, P., Plante, A., Cécillon, L., Lutfalla, S., Baudin, F., Bernard, S., Christensen, B., Eglin, T., Fernandez, J., HOUOT, S., Kätterer, T., Guillou, C., Macdonald, A., Oort, F., & Chenu, C. (2016). The energetic and chemical signatures of persistent soil organic matter. *Biogeochemistry*, *130*, 1-12. https://doi.org/10.1007/s10533-016-0246-0

Barrier, J., & Dumont, G.-F. (2023). French territories facing land sobriety. A salutary revolution in land use planning? *Les analyses de Population & Avenir*, *44*(2), 1-30. https://doi.org/10.3917/lap.044.0001

Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., & Pellerin, S. (2020). Reviews and syntheses : The mechanisms underlying carbon storage in soil. *Biogeosciences*, *17*(21), 5223-5242. https://doi.org/10.5194/bg-17-5223-2020

Baudin, F. (2024). *La méthode Rock-Eval : Principes et applications* (ISTE Editions).

Beerling, D. J., Leake, J. R., Long, S. P., Scholes, J. D., Ton, J., Nelson, P. N., Bird, M., Kantzas, E., Taylor, L. L., Sarkar, B., Kelland, M., DeLucia, E., Kantola, I., Müller, C., Rau, G., & Hansen, J. (2018). Farming with crops and rocks to address global climate, food and soil security. *Nature Plants*, *4*(3), 138-147. https://doi.org/10.1038/s41477-018-0108-y

Beillouin, D., Corbeels, M., Demenois, J., Berre, D., Boyer, A., Fallot, A., Feder, F., & Cardinael, R. (2023). A global meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene. *Nature Communications*, *14*(1), Article 1. https://doi.org/10.1038/s41467-023-39338-z

Benchetrit, J. (2024, janvier 26). *GUIDE UTILISATEUR OCS GE*. ArcGIS StoryMaps. https://storymaps.arcgis.com/stories/193550c4e4af4f92845201d74ca8a002

Biache, C., Faure, P., Mansuy-Huault, L., Cébron, A., Beguiristain, T., & Leyval, C. (2013). Biodegradation of the organic matter in a coking plant soil and its main constituents. *Organic Geochemistry*, *56*, 10-18. https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.12.002

Boyd, S. A., Lee, J.-F., & Mortland, M. M. (1988). Attenuating organic contaminant mobility by soil modification. *Nature*, *333*(6171), Article 6171. https://doi.org/10.1038/333345a0

Bradford, M. A., Wieder, W. R., Bonan, G. B., Fierer, N., Raymond, P. A., & Crowther, T. W. (2016). Managing uncertainty in soil carbon feedbacks to climate change. *Nature Climate Change*, *6*(8), Article 8. https://doi.org/10.1038/nclimate3071

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

Bruni, E., Chenu, C., Abramoff, R., Baldoni, G., Barkusky, D., Clivot, H., Huang, Y., Kätterer, T., Pikuła, D., Spiegel, H., Virto, I., & Guenet, B. (2022). Multi-modelling predictions show high uncertainty of required carbon input changes to reach a 4‰ target. *European Journal of Soil Science*, *73*. https://doi.org/10.1111/ejss.13330

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., & von Bertrab, M. (2016). Dialeimmasol, urban soil of pavements. *Journal of Soils and Sediments*, *16*(11), 2500-2513. https://doi.org/10.1007/s11368-016-1526-y

Burke, E. J., Ekici, A., Huang, Y., Chadburn, S. E., Huntingford, C., Ciais, P., Friedlingstein, P., Peng, S., & Krinner, G. (2017). Quantifying uncertainties of permafrost carbon–climate feedbacks. *Biogeosciences*, *14*(12), 3051-3066. https://doi.org/10.5194/bg-14-3051-2017

Calbó, J., Pagès, D., & González, J.-A. (2005). Empirical studies of cloud effects on UV radiation : A review. *Reviews of Geophysics*, *43*(2). https://doi.org/10.1029/2004RG000155

Calvaruso, Blanchart, A., & Bertin. (2021). Quels paramètres du sol mesurer pour évaluer les fonctions et les services écosystémiques associés ? *Etude et Gestion des Sols*.

Cambou, A. (2018). *Evaluation du stock et de la stabilité du carbone organique dans les sols urbains*.

Cambou, A., Chevallier, T., Barthès, B. G., Derrien, D., Cannavo, P., Bouchard, A., Allory, V., Schwartz, C., & Vidal-Beaudet, L. (2023). The impact of urbanization on soil organic carbon stocks and particle size and density fractions. *Journal of Soils and Sediments*, *23*(2), 792-803. https://doi.org/10.1007/s11368-022-03352-3

Cambou, A., Shaw, R. K., Huot, H., Vidal-Beaudet, L., Hunault, G., Cannavo, P., Nold, F., & Schwartz, C. (2018). Estimation of soil organic carbon stocks of two cities, New York City and Paris. *Science of The Total Environment*, *644*, 452-464. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.322

Cambou, A., Vidal-Beaudet, L., Cannavo, P., & Schwartz, C. (2020). *Stockage du carbone dans les sols urbains, bilan et perspectives*. Techniques de l'Ingénieur. https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/innovation-th10/construire-et-concevoir-la-ville-durable-42676210/stockage-du-carbone-dans-les-sols-urbains-bilan-et-perspectives-ge1072/

Cannavo, P., Herbreteau, A., Juret, D., Martin, M., & Guénon, R. (2025). Short-term effects of food waste composts on physicochemical soil quality and horticultural crop production. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, *188*(1), 31-44. https://doi.org/10.1002/jpln.202400188

Cantot, J. V. (2019). *Contribution à l'étude de la tenue à l'eau des enrobés : Approche expérimentale multi échelle en laboratoire, d'un système modèle aux mélanges compactés* [Phdthesis, École centrale de Nantes]. https://theses.hal.science/tel-03738063

Cardelli, V., Salvucci, A., Giacomello, G., Cocco, S., Pampuro, N., D'Acqui, L., & Di Leonardo, S. (2025). Pedological approach on sealed soils : Impacts of covering materials on soil properties in urban and peri-urban areas. *EQA - International Journal of Environmental Quality*, *69*(EQA-International Journal of Environmental Quality, Vol. 69 (2025)), 1-12. https://doi.org/10.6092/ISSN.2281-4485/21401

Cardinael, R., Guenet, B., Chevallier, T., Dupraz, C., Cozzi, T., & Chenu, C. (2018). High organic inputs explain shallow and deep SOC storage in a long-term agroforestry system – combining experimental and modeling approaches. *Biogeosciences*, *15*(1), 297-317. https://doi.org/10.5194/bg-15-297-2018

Castany, G. (1982). *Principes et méthodes de l'hydrogéologie* (Dunod).

Cécillon, L., Baudin, F., Chenu, C., Houot, S., Jolivet, R., Kätterer, T., Lutfalla, S., Macdonald, A., van Oort, F., Plante, A. F., Savignac, F., Soucémarianadin, L. N., & Barré, P. (2018). A model based on Rock-Eval thermal analysis to quantify the size of the centennially persistent organic carbon pool in temperate soils. *Biogeosciences*, *15*(9), 2835-2849. https://doi.org/10.5194/bg-15-2835-2018

CEREMA. (2016a). *Voirie urbaine : Guide d'aménagement* (Les références). Cerema. https://doc.cerema.fr/Default/doc/SYRACUSE/14600/voirie-urbaine-guide-d-amenagement

CEREMA. (2016b, janvier 1). *Acceptabilité environnementale de matériaux alternatifs en technique routière—Les matériaux de déconstruction issus du BTP*. Cerema. http://www.cerema.fr/fr/centre-ressources/boutique/acceptabilite-environnementale-materiaux-alternatifs-1

CEREMA. (2017, juillet 1). *Enduits superficiels d'usure*. https://www.cerema.fr/fr/centre-ressources/boutique/enduits-superficiels-usure

CEREMA. (2022). *Aménagement des routes principales*.

Chenu, C., Virto, I., Plante, A., & Elsass, F. (2009). Clay-Size Organo-Mineral Complexes in Temperate Soils : Relative Contributions of Sorptive and Physical Protection. In D. A. Laird, J. C. Silva, Y. Chen, C. Chenu, F. Elsass, J. M. Gonzalez, M. H. B. Hayes, D. A. Laird, A. Plante, A. J. Simpson, G. Song, J. Tarcjotzly, M. L. Thompson, I. Virto, R. L. Wershaw, & D. A. Laird (Éds.), *Carbon Stabilization by Clays in the Environment : Process and Characterization Methods* (p. 0). The Clay Minerals Society. https://doi.org/10.1346/CMS-WLS-16.6

CIMbéton. (2019). *Caractéristiques générales des chaussées*. https://www.infociments.fr/route/caracteristiques-generales-des-chaussees

CITEPA. (2025). *Rapport Secten—Émissions de gaz à effet de serre et de polluants atmosphériques en France 1990-2024*.

Commission européenne. (2002, avril 16). *Vers une stratégie thématique pour la protection des sols*.

Commission européenne. (2012). *Lignes directrices concernant les meilleures pratiques pour limiter, atténuer ou compenser l'imperméabilisation des sols*. Publications Office of the European Union. https://data.europa.eu/doi/10.2779/79012

Commission européenne. (2021). *Stratégie de l'UE pour la protection des sols à l'horizon 2030 Récolter les fruits de sols en bonne santé pour les êtres humains, l'alimentation, la nature et le climat*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A52021DC0699

Cong, P., Guo, X., & Ge, W. (2021). Effects of moisture on the bonding performance of asphalt-aggregate system. *Construction and Building Materials*, *295*, 123667. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.123667

Conseil de l'Union européenne, & Parlement européen. (2024, juin 17). *Orientation général concernant la directive relative à la surveillance des sols*.

Copernicus Land Monitoring Service. (2018). *Product User Manual : Imperviousness 2018, Imperviousness Change 2015 – 2018 and Built-up 2018*.

Copernicus Land Monitoring Service. (2024). *2021 release of CLCplus Backbone now available*. Land.Copernicus. https://land.copernicus.eu/en/news/2021-release-of-clc-backbone-now-available

Cordier, B. (2023). *Le coût du stationnement automobile pour les finances publiques*.

Corti, G., Ugolini, F. C., Agnelli, A., Certini, G., Cuniglio, R., Berna, F., & Fernández Sanjurjo, M. J. (2002). The soil skeleton, a forgotten pool of carbon and nitrogen in soil. *European Journal of Soil Science*, *53*(2), 283-298. https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00442.x

Costanza, R., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Raskin, R. G., & Sutton, P. (1997). *The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*.

Crowther, T. W., Todd-Brown, K. E. O., Rowe, C. W., Wieder, W. R., Carey, J. C., Machmuller, M. B., Snoek, B. L., Fang, S., Zhou, G., Allison, S. D., Blair, J. M., Bridgham, S. D., Burton, A. J., Carrillo, Y., Reich, P. B., Clark, J. S., Classen, A. T., Dijkstra, F. A., Elberling, B., … Bradford, M. A. (2016). Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, *540*(7631), Article 7631. https://doi.org/10.1038/nature20150

Dabo, D. (2008). *Impact environnemental des mâchefers d'incinération d'ordures ménagères (MIOM) valorisés en technique routière : Caractérisation, expérimentations multi-échelles et modélisation hydro-géochimique* [Phdthesis, École Nationale Supérieure des Mines de Paris]. https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00005052

Dagois, R., & Cheval, H. (2021). *Revêtements perméables des aménagements urbains : Typologie et Caractéristiques techniques*.

Das, N., & Chandran, P. (2011). Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbon Contaminants : An Overview. *Biotechnology Research International*, *2011*, 1-13. https://doi.org/10.4061/2011/941810

Das, P. K., Balieu, R., Kringos, N., & Birgisson, B. (2014). On the oxidative ageing mechanism and its effect on asphalt mixtures morphology. *Materials and Structures*, *48*(10), 3113-3127. https://doi.org/10.1617/s11527-014-0385-5

Deboeuf De Los Rios, G., Barra, M., & Grandin, G. (2022). *Renaturer les villes—Méthode, exemples et préconisations*.

Derrien, D., Barré, P., Basile-Doelsch, I., Cécillon, L., Chabbi, A., Crème, A., Fontaine, S., Henneron, L., Janot, N., Lashermes, G., Quénéa, K., Rees, F., & Dignac, M.-F. (2023). Current controversies on mechanisms controlling soil carbon storage : Implications for interactions with practitioners and policy-makers. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, *43*(1), 21. https://doi.org/10.1007/s13593-023-00876-x

Ding, Q., Shao, H., Chen, X., & Zhang, C. (2022). Urban Land Conversion Reduces Soil Organic Carbon Density Under Impervious Surfaces. *Global Biogeochemical Cycles*, *36*(10), e2021GB007293. https://doi.org/10.1029/2021GB007293

Ding, Y., Wyckoff, K. N., He, Q., Cao, X., & Huang, B. (2021). Biodegradation of waste asphalt shingle by white rot fungi. *Journal of Cleaner Production*, *310*, 127448. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127448

Disnar, J. R., Guillet, B., Keravis, D., Di-Giovanni, C., & Sebag, D. (2003). Soil organic matter (SOM) characterization by Rock-Eval pyrolysis : Scope and limitations. *Organic Geochemistry*, *34*(3), 327-343. https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00239-5

Doelman, J. C., Stehfest, E., van Vuuren, D. P., Tabeau, A., Hof, A. F., Braakhekke, M. C., Gernaat, D. E. H. J., van den Berg, M., van Zeist, W.-J., Daioglou, V., van Meijl, H., & Lucas, P. L. (2020). Afforestation for climate change mitigation : Potentials, risks and trade-offs. *Global Change Biology*, *26*(3), 1576-1591. https://doi.org/10.1111/gcb.14887

Dufour, S., Sartre, X. A. de, Castro, M., Oszwald, J., & Rollet, A. J. (2016). Origine et usages de la notion de services écosystémiques : Éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, *Hors-série 25*, Article Hors-série 25. https://doi.org/10.4000/vertigo.17435

Dungait, J. A. J., Hopkins, D. W., Gregory, A. S., & Whitmore, A. P. (2012). Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, *18*(6), 1781-1796. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x

Dutoit, M.-A., Faure, P., Lorgeoux, C., Langlois, E., & Michels, R. (2024). Relationship between chemical composition and VOCs emission potential of similar paving grade road bitumen. *International Journal of Pavement Engineering*, *25*(1), 2378343. https://doi.org/10.1080/10298436.2024.2378343

Edmondson, J. L., Davies, Z. G., McHugh, N., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2012). Organic carbon hidden in urban ecosystems. *Scientific Reports*, *2*(1), Article 1. https://doi.org/10.1038/srep00963

Ekenler, M. (2002). *Enzyme activities in soils as affected by management practices*. https://dr.lib.iastate.edu/entities/publication/0b5ccae4-4796-4bff-a179-2ebe338af6b2

European Environment Agency. (2009, février). *CORINE Land Cover France Guide d'utilisation*.

European Environment Agency. (2025). *Imperviousness_time-series_v2023*. Tableau Software. https://tableau-public.discomap.eea.europa.eu/views/Imperviousness_time-series_v2023/Imperviousness?%3Aembed=y&%3AisGuestRedirectFromVizportal=y

Filipov, F., & Chiorescu, E. (2021). Consideration on some properties of linic and ekranic technosols from urban areas. *Scientific Study & Research. Chemistry & Chemical Engineering, Biotechnology, Food Industry*.

Friedlingstein, P., O'Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Landschützer, P., Le Quéré, C., Li, H., Luijkx, I. T., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Schwingshackl, C., Sitch, S., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S. R., … Zeng, J. (2025). Global Carbon Budget 2024. *Earth System Science Data*, *17*(3), 965-1039. https://doi.org/10.5194/essd-17-965-2025

Fuss, S., Lamb, W. F., Callaghan, M. W., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., Beringer, T., Garcia, W. de O., Hartmann, J., Khanna, T., Luderer, G., Nemet, G. F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J. L. V., Wilcox, J., Dominguez, M. del M. Z., & Minx, J. C. (2018). Negative emissions—Part 2 : Costs, potentials and side effects. *Environmental Research Letters*, *13*(6), 063002. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9f

Gaudioso, D., Gillenwater, M., Ha, C., Hockstad, L., Martinsen, T., Neelis, M., Park, H.-C., & Simmons, T. (2006). *NON-ENERGY PRODUCTS FROM FUELS AND SOLVENT USE (Chap 5)—IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.

Global Cement and Concrete Association. (2021, octobre 12). *GLOBAL CEMENT AND CONCRETE INDUSTRY ANNOUNCES ROADMAP TO ACHIEVE GROUNDBREAKING 'NET ZERO' CO2 EMISSIONS BY 2050*. GCCA. https://gccassociation.org/news/global-cement-and-concrete-industry-announces-roadmap-to-achieve-groundbreaking-net-zero-co2-emissions-by-2050/

Gobat, J.-M., Aragno, M., & Matthey, W. (2010). *Le sol vivant—Bases de pédologie—Biologie des sols* (Presses polytechniques et universitaires romandes).

Gouvernement. (2024, novembre). *Projet de stratégie nationale bas-carbone n°3*.

Gouvernement. (2025). *Empreinte carbone*. Données et études statistiques pour le changement climatique, l'énergie, l'environnement, le logement, et les transports. https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/empreinte-carbone-2

Govekar, A., Devulapalli, L., Dighe, S., Kothandaram, S., Sarang, G., & Gupta, S. S. (2024). Assessment of microbial degradation of various types of bitumen using FTIR. *International Journal of Pavement Engineering*, *25*(1), 2290658. https://doi.org/10.1080/10298436.2023.2290658

Gouvernement. (2025). *Occupation du sol à grande échelle*. Consulté 13 février 2025, à l'adresse https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/bases-donnees/ocs-ge

Gregorich, E. G., Gillespie, A. W., Beare, M. H., Curtin, D., Sanei, H., & Yanni, S. F. (2015). Evaluating biodegradability of soil organic matter by its thermal stability and chemical composition. *Soil Biology and Biochemistry*, *91*, 182-191. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.032

Groupement professionnel des bitumes. (2009, octobre). *Bitume et développement durable*.

Groupement professionnel des bitumes. (2013). Préserver le patrimoine routier. *Bitume.info*, *3*.

Guenet, B., Noë, J. L., & Abiven, S. (2024). Les solutions fondées sur la nature. *Etude et Gestion des Sols*.

Gunina, A., & Kuzyakov, Y. (2022). From energy to (soil organic) matter. *Global Change Biology*, *28*(7), 2169-2182. https://doi.org/10.1111/gcb.16071

Harris, J. O., Kline, R. M., & Crumpton, C. F. (1956). A Study of the Presence of Hydrocarbon Utilizing Bacteria at the Soil-Asphalt Interface of Kansas Highways. *Transactions of the Kansas Academy of Science (1903-)*, *59*(4), 495. https://doi.org/10.2307/3626318

Hartley, I. P., Hill, T. C., Chadburn, S. E., & Hugelius, G. (2021). Temperature effects on carbon storage are controlled by soil stabilisation capacities. *Nature Communications*, *12*(1), Article 1. https://doi.org/10.1038/s41467-021-27101-1

He, X., Hochstein, D., Ge, Q., Ali, A. W., Chen, F., & Yin, H. (2018). Accelerated Aging of Asphalt by UV Photo-Oxidation Considering Moisture and Condensation Effects. *Journal of Materials in Civil Engineering*, *30*(1), 04017261. https://doi.org/10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0002120

Hetényi, M., & Nyilas, T. (2014). Soil Organic Matter Characterization Using S3 and S4 Signals from Rock-Eval Pyrolysis. *Pedosphere*, *24*(5), 563-574. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60042-4

Hetényi, M., Nyilas, T., & Tóth, T. M. (2005). Stepwise Rock-Eval pyrolysis as a tool for typing heterogeneous organic matter in soils. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, *74*(1), 45-54. https://doi.org/10.1016/j.jaap.2004.11.012

Hofer, K., Mirwald, J., Maschauer, D., Grothe, H., & Hofko, B. (2022). Influence of selected reactive oxygen species on the long-term aging of bitumen. *Materials and Structures*, *55*(5), 133. https://doi.org/10.1617/s11527-022-01981-1

Homann, P. S., Remillard, S. M., Harmon, M. E., & Bormann, B. T. (2004). Carbon Storage in Coarse and Fine Fractions of Pacific Northwest Old-Growth Forest Soils. *Soil Science Society of America Journal*, *68*(6), 2023-2030. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.2023

Home. (s. d.). Depave Paradise. Consulté 27 août 2025, à l'adresse https://depaveparadise.ca/

Hostyn, G. (2022). *Contribution des fractions granulométriques grossières au fonctionnement des sols très anthropisés* [These de doctorat, Université de Lorraine]. https://www.theses.fr/2022LORR0088

Howard, J. L. (2021). Chapter One—Urban anthropogenic soils—A review. In D. L. Sparks (Éd.), *Advances in Agronomy* (Vol. 165, p. 1-57). Academic Press. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2020.08.001

Https://essd.copernicus.org/articles/17/965/2025/essd-17-965-2025.pdf. (s. d.). Consulté 2 août 2025, à l'adresse https://essd.copernicus.org/articles/17/965/2025/essd-17-965-2025.pdf

Hu, J., Wu, S., Liu, Q., García Hernández, M. I., Wang, Z., Nie, S., & Zhang, G. (2018). Effect of ultraviolet radiation in different wavebands on bitumen. *Construction and Building Materials*, *159*, 479-485. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.10.117

Huang, Y., Song, X., Wang, Y.-P., Canadell, J. G., Luo, Y., Ciais, P., Chen, A., Hong, S., Wang, Y., Tao, F., Li, W., Xu, Y., Mirzaeitalarposhti, R., Elbasiouny, H., Savin, I., Shchepashchenko, D., Rossel, R. A. V., Goll, D. S., Chang, J., … Zhang, G.-L. (2024). Size, distribution, and vulnerability of the global soil inorganic carbon. *Science*, *384*(6692), 233-239. https://doi.org/10.1126/science.adi7918

Hung, A., & Fini, E. H. (2020). Surface Morphology and Chemical Mapping of UV-Aged Thin Films of Bitumen. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, *8*(31), 11764-11771. https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.0c03877

Hunter, R. N., Self, A., & Read, J. (avec Shell Bitumen (Firm)). (2015). *The Shell Bitumen handbook* (Sixth edition). Published for Shell Bitumen by ICE Publishing.

Huot, H., Morel, J.-L., & Simonnot, M.-O. (2015). Pedogenetic Trends in Soils formed in Technogenic Materials. *Soil Science*, *180*. https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000135

IDRRIM. (2020). *Manuel de dimensionnement des chaussées neuves à faible trafic*. Cerema. Bron.

IGN. (2022). *OCS GE Version 1.1—Descriptif de contenu*.

Imperviousness in Europe. (2024, novembre 20). European Environment Agency. https://www.eea.europa.eu/en/analysis/maps-and-charts/imperviousness-in-europe

Infrastructures de transport. (s. d.). Chiffres clés transports 2023. Consulté 13 février 2025, à l'adresse https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/chiffres-cles-transports-2023/34-infrastructures-de-transport.php

Institut Des Routes, des Rues et des Infrastructures pour la Mobilité. (2022, février). *Classification et aide au choix des matériaux granulaires recyclés pour leurs usages routiers hors agrégats d'enrobés*.

Instruction sur les conditions techniques d'aménagement des autoroutes de liaison (2000).

Järlskog, I., Strömvall, A.-M., Magnusson, K., Gustafsson, M., Polukarova, M., Galfi, H., Aronsson, M., & Andersson-Sköld, Y. (2020). Occurrence of tire and bitumen wear microplastics on urban streets and in sweepsand and washwater. *Science of The Total Environment*, *729*, 138950. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138950

Jenkinson, D. S. (1988). *Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil.* 368-386. https://repository.rothamsted.ac.uk/item/86134/determination-of-microbial-biomass-carbon-and-nitrogen-in-soil

Joimel, S., Cortet, J., Jolivet, C. C., Saby, N. P. A., Chenot, E. D., Branchu, P., Consalès, J. N., Lefort, C., Morel, J. L., & Schwartz, C. (2016). Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Science of The Total Environment*, *545-546*, 40-47. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035

Jonard, M., Nicolas, M., Coomes, D. A., Caignet, I., Saenger, A., & Ponette, Q. (2017). Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of The Total Environment*, *574*, 616-628. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.028

Jónsson, J. Ö. G., & Davíðsdóttir, B. (2016). Classification and valuation of soil ecosystem services. *Agricultural Systems*, *145*, 24-38. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.010

Kandeler, E., & Gerber, H. (1988). Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, *6*(1), 68-72. https://doi.org/10.1007/BF00257924

Kaufmann, L., Wiedenhofer, D., Cao, Z., Theurl, M. C., Lauk, C., Baumgart, A., Gingrich, S., & Haberl, H. (2024). Society's material stocks as carbon pool : An economy-wide quantification of global carbon stocks from 1900–2015. *Environmental Research Letters*, *19*(2), 024051. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad236b

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

Khare, P., Machesky, J., Soto, R., He, M., Presto, A. A., & Gentner, D. R. (2020). Asphalt-related emissions are a major missing nontraditional source of secondary organic aerosol precursors. *Science Advances*, *6*(36), eabb9785. https://doi.org/10.1126/sciadv.abb9785

Kpemoua, T. P. I., Leclerc, S., Barré, P., Houot, S., Pouteau, V., Plessis, C., & Chenu, C. (2023). Are carbon-storing soils more sensitive to climate change? A laboratory evaluation for agricultural temperate soils. *Soil Biology and Biochemistry*, *183*, 109043. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109043

Kraszewski, M. (2019). *Évaluation du taux d'artificialisation en France : Comparaison des sources Teruti-Lucas et fichiers fonciers* (p. 60). Commissariat général au développement durable.

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

Kuzyakov, Y., Friedel, J. K., & Stahr, K. (2000). Review of mechanisms and quanti®cation of priming e□ects. *Soil Biology*.

Lasne, J., Lostier, A., Salameh, T., Athanasopoulou, E., Karagiannis, D., Kakouri, A., Vassaux, S., Lesueur, D., & Romanias, M. N. (2023). NOx emissions by real-world fresh and old asphalt mixtures : Impact of temperature, relative humidity, and UV-irradiation. *Urban Climate*, *49*, 101457. https://doi.org/10.1016/j.uclim.2023.101457

Lauk, C., Haberl, H., Erb, K.-H., Gingrich, S., & Krausmann, F. (2012). Global socioeconomic carbon stocks in long-lived products 1900–2008. *Environmental Research Letters*, *7*(3), 034023. https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/3/034023

Ławniczak, Ł., Woźniak-Karczewska, M., Loibner, A. P., Heipieper, H. J., & Chrzanowski, Ł. (2020). Microbial Degradation of Hydrocarbons—Basic Principles for Bioremediation : A Review. *Molecules*, *25*(4), Article 4. https://doi.org/10.3390/molecules25040856

Le, V.-H., Caumon, M.-C., Pironon, J., Donato, P. de, Piedevache, M., Randi, A., Lorgeoux, C., & Barres, O. (2023). Quantitative monitoring of dissolved gases in a flooded borehole : Calibration of the analytical tools. *Science and Technology for Energy Transition*, *78*, 21. https://doi.org/10.2516/stet/2023017

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

Lehmann, J., & Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, *528*(7580), 60-68. https://doi.org/10.1038/nature16069

Lesueur, D. (2009). The colloidal structure of bitumen : Consequences on the rheology and on the mechanisms of bitumen modification. *Advances in Colloid and Interface Science*, *145*(1), 42-82. https://doi.org/10.1016/j.cis.2008.08.011

Lins, V. F. C., Araújo, M. F. A. S., Yoshida, M. I., Ferraz, V. P., Andrada, D. M., & Lameiras, F. S. (2008). Photodegradation of hot-mix asphalt. *Fuel*, *87*(15), 3254-3261. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2008.04.039

Liu, X., Li, T., Zhang, S., Jia, Y., Li, Y., & Xu, X. (2016). The role of land use, construction and road on terrestrial carbon stocks in a newly urbanized area of western Chengdu, China. *Landscape and Urban Planning*, *147*, 88-95. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.12.001

LOI n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets (2021).

Lorenz, K., & Lal, R. (2015). Managing soil carbon stocks to enhance the resilience of urban ecosystems. *Carbon Management*, *6*(1-2), 35-50. https://doi.org/10.1080/17583004.2015.1071182

Lundholm, J. (2011). Vegetation of Urban Hard Surfaces. In *Urban Ecology : Patterns, processes, and applications* (p. 93-102). https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.003.0012

Luo, Y., Durenkamp, M., De Nobili, M., Lin, Q., & Brookes, P. C. (2011). Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. *Soil Biology and Biochemistry*, *43*(11), 2304-2314. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.07.020

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

Majidzadeh, H., Lockaby, B. G., & Governo, R. (2017). Effect of home construction on soil carbon storage-A chronosequence case study. *Environmental Pollution*, *226*, 317-323. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.005

Maletić, S. P., Dalmacija, B. D., Rončević, S. D., Agbaba, J. R., & Perović, S. D. U. (2011). Impact of hydrocarbon type, concentration and weathering on its biodegradability in soil. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, *46*(10), Article 10. https://doi.org/10.1080/10934529.2011.590380

Mallick, R. B., & Bergendahl, J. (2009). A laboratory study on CO2 emission from asphalt binder and its reduction with the use of warm mix asphalt. *International Journal of Sustainable Engineering*, *2*(4), 275-283. https://doi.org/10.1080/19397030903137287

Martin, M. P., Dimassi, B., Román Dobarco, M., Guenet, B., Arrouays, D., Angers, D. A., Blache, F., Huard, F., Soussana, J.-F., & Pellerin, S. (2021). Feasibility of the 4 per 1000 aspirational target for soil carbon : A case study for France. *Global Change Biology*, *27*(11), 2458-2477. https://doi.org/10.1111/gcb.15547

Matuszko, D. (2012). Influence of cloudiness on sunshine duration. *International Journal of Climatology*, *32*(10), 1527-1536. https://doi.org/10.1002/joc.2370

Mayer, M., Prescott, C. E., Abaker, W. E. A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W. D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J. A., Vanguelova, E. I., & Vesterdal, L. (2020). Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks : A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, *466*, 118127. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127

Meersmans, J., Arrouays, D., Van Rompaey, A. J. J., Pagé, C., De Baets, S., & Quine, T. A. (2016). Future C loss in mid-latitude mineral soils : Climate change exceeds land use mitigation potential in France. *Scientific Reports*, *6*(1), Article 1. https://doi.org/10.1038/srep35798

Méthode CHNS - Laboratoire de mesures physiques. (s. d.). https://lmp.edu.umontpellier.fr/. Consulté 24 mars 2025, à l'adresse https://lmp.edu.umontpellier.fr/elem/methode-chns/

Méthode Oxygène—Laboratoire de mesures physiques. (s. d.). https://lmp.edu.umontpellier.fr/. Consulté 24 mars 2025, à l'adresse https://lmp.edu.umontpellier.fr/elem/methode-oxygene/

Mikajlo, I., Pando, A., Robain, H., & Lerch, T. Z. (2024). Reusing asphalt millings with excavated materials and compost to construct Technosols : Effects on soil properties and plant growth. *Journal of Soils and Sediments*. https://doi.org/10.1007/s11368-024-03942-3

Millennium Ecosystem Assessment (Éd.). (2005). *Ecosystems and human well-being : Synthesis*. Island Press.

Minasny, B., Arrouays, D., McBratney, Alex. B., Angers, D. A., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B. S., Field, D. J., Gimona, A., Hedley, C., Hong, S. Y., Mandal, B., Malone, B. P., Marchant, B. P., Martin, M., McConkey, B. G., Mulder, V. L., … Winowiecki, L. (2018). Rejoinder to Comments on Minasny et al., 2017 Soil carbon 4 per mille Geoderma 292, 59–86. *Geoderma*, *309*, 124-129. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.026

Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B. S., Field, D. J., Gimona, A., Hedley, C. B., Hong, S. Y., Mandal, B., Marchant, B. P., Martin, M., McConkey, B. G., Mulder, V. L., … Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, *292*, 59-86. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002

Ministère de l'Intérieur. (2015, janvier 8). *Largeur des voies communales*. Sénat. https://www.senat.fr/questions/base/2015/qSEQ150114444.html

Ministère des Transports (2007).

Mirwald, J., Nura, D., Eberhardsteiner, L., & Hofko, B. (2022). Impact of UV–Vis light on the oxidation of bitumen in correlation to solar spectral irradiance data. *Construction and Building Materials*, *316*, 125816. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.125816

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

Morel, J.-L., & Heinrich, A. B. (2008). SUITMA—soils in urban, industrial, traffic, mining and military areas. *Journal of Soils and Sediments*, *8*(4), 206-207. https://doi.org/10.1007/s11368-008-0023-3

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

Observatoire des Techniques de Chaussées. (1997, avril). *Les enrobés à module élevé*.

Office des asphaltes. (2019). *Fascicule 5—Revêtements pour circulation de piétons*. https://www.asphaltes.org/download/fascicule-5-revetements-pour-circulation-de-pietons/

Ondrasek, G., & Rengel, Z. (2012). The Role of Soil Organic Matter in Trace Element Bioavailability and Toxicity. In P. Ahmad & M. N. V. Prasad (Éds.), *Abiotic Stress Responses in Plants : Metabolism, Productivity and Sustainability* (p. 403-423). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0634-1_22

O'Riordan, R., Davies, J., Stevens, C., & Quinton, J. N. (2021). The effects of sealing on urban soil carbon and nutrients. *SOIL*, *7*(2), 661-675. https://doi.org/10.5194/soil-7-661-2021

Ouvrard, S. (2016). *Phytoremédiation des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sols industriels : De la rhizodégradation à la rhizoatténuation*.

Ouvrard, S., Barnier, C., Bauda, P., Beguiristain, T., Biache, C., Bonnard, M., Caupert, C., Cébron, A., Cortet, J., Cotelle, S., Dazy, M., Faure, P., Masfaraud, J. F., Nahmani, J., Palais, F., Poupin, P., Raoult, N., Vasseur, P., Morel, J. L., & Leyval, C. (2011). In Situ Assessment of Phytotechnologies for Multicontaminated Soil Management. *International Journal of Phytoremediation*, *13*(sup1), 245-263. https://doi.org/10.1080/15226514.2011.568546

Ouvrard, S., Vieillard, C., Corbel, A., Dagois, R., & Vidal-Beaudet, L. (2023). *Étude des effets du descellement sur la qualité et le fonctionnement des sols en conditions contrôlées*.

Paul, C., Bartkowski, B., Dönmez, C., Don, A., Mayer, S., Steffens, M., Weigl, S., Wiesmeier, M., Wolf, A., & Helming, K. (2023). Carbon farming : Are soil carbon certificates a suitable tool for climate change mitigation? *Journal of Environmental Management*, *330*, 117142. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117142

Pellerin, S., Bamière, L., Launay, C., Martin, R., Schiavo, M., Angers, D., Augusto, L., Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Bellassen, V., Cardinael, R., Cécillon, L., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Daroussin, J., Delacote, P., Delame, N., Gastal, F., … Rechauchère, O. (2020). *Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?* (p. 528) [Other]. INRA. https://doi.org/10.15454/nhxt-gn38

Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M., & Brevik, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, *5*, 7-13. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.003

Peroni, F., Pappalardo, S. E., Facchinelli, F., Crescini, E., Munafò, M., Hodgson, M. E., & De Marchi, M. (2022). How to map soil sealing, land take and impervious surfaces? A systematic review. *Environmental Research Letters*, *17*(5), 053005. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac6887

Petersen, J. C., & Glaser, R. (2011). Asphalt Oxidation Mechanisms and the Role of Oxidation Products on Age Hardening Revisited. *Road Materials and Pavement Design*, *12*(4), 795-819. https://doi.org/10.1080/14680629.2011.9713895

Petersen, J. C., Robertson, R. E., Branthaver, J. F., Harnsberger, P. M., Duvall, J. J., Kim, S. S., Anderson, D. A., Christiansen, D. W., Bahia, H. U., Dongre, R., Antle, C. E., Sharma, M. G., Button, J. W., & Glover, C. J. (1994). *BINDER CHARACTERIZATION AND EVALUATION. VOLUME 4 : TEST METHODS* (No. SHRP-A-370; Vol. 4). https://trid.trb.org/View/405683

Petitjean, C., Philibert, A., Manneville, V., Amiaud, B., Gastal, F., de Vliegher, A., Willekens, K., Montenach, D., Houot, S., Morvan, T., & Piutti, S. (2019). Biomasse microbienne carbonée et activités enzymatiques : Gammes de valeurs obtenues pour différents sols agricoles français et belges. *Etude et Gestion des Sols*.

Piotrowska-Długosz, A., & Charzyński, 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*(1), 47-59. https://doi.org/10.1007/s11368-014-0963-8

Poeplau, C., & Dechow, R. (2023). The legacy of one hundred years of climate change for organic carbon stocks in global agricultural topsoils. *Scientific Reports*, *13*(1), Article 1. https://doi.org/10.1038/s41598-023-34753-0

Poeplau, C., Vos, C., & Don, A. (2017). Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *SOIL*, *3*(1), 61-66. https://doi.org/10.5194/soil-3-61-2017

Polo-Mendoza, R., Martinez-Arguelles, G., Walubita, L. F., Moreno-Navarro, F., Giustozzi, F., Fuentes, L., & Navarro-Donado, T. (2022). Ultraviolet ageing of bituminous materials : A comprehensive literature review from 2011 to 2022. *Construction and Building Materials*, *350*, 128889. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2022.128889

Poudevigne, M., Billon, V., Charrier, G., Auvergne-Rhône-Alpes, D., Pojer, K., Benoit-Merle, M.-L., Pezet-Kuhn, M., Tourtier, J., Lorente, G., Marechal, M., Viart, P., Verthuy, S., Mutin, E., Oudin, C.-L., Vigneron, B., Cohu, K. A., Gardette, G., Solere, H. D., Mourlot, M., … Langlamet, A. (2017). *Vers la ville perméable—Comment désimperméabiliser les sols ?*

Pouyat, R. V., Yesilonis, I. D., & Nowak, D. J. (2006). Carbon Storage by Urban Soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, *35*(4), 1566-1575. https://doi.org/10.2134/jeq2005.0215

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

RECORD. (2015). *Qualité et devenir des mâchefers d'incinération de déchets non dangereux. Etat des lieux et perspectives*. La librairie ADEME. https://librairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/2638-qualite-et-devenir-des-machefers-d-incineration-de-dechets-non-dangereux-etat-des-lieux-et-perspectives.html

Renella, G. (2020). Evolution of Physico-Chemical Properties, Microbial Biomass and Microbial Activity of an Urban Soil after De-Sealing. *Agriculture*, *10*(12), Article 12. https://doi.org/10.3390/agriculture10120596

Roadmat. (s. d.). *RoadMat*. Consulté 17 mars 2025, à l'adresse https://www.roadmat.com/fr/default/index.html

Rolo, V., Rivest, D., Maillard, É., & Moreno, G. (2023). Agroforestry potential for adaptation to climate change : A soil-based perspective. *Soil Use and Management*, *39*(3), 1006-1032. https://doi.org/10.1111/sum.12932

Rompato, B., Rossi, R., Giagnoni, L., Mastrolonardo, G., Argenti, G., Staglianò, N., Nuñez, R. P., & Certini, G. (2025). Removed asphalt can be used as a component of constructed soils for urban greenery. *Journal of Soils and Sediments*. https://doi.org/10.1007/s11368-024-03952-1

Routes de France. (2024). *Bilan environnemental 2023*. https://www.routesdefrance.com/bilan-environnemental-2022-7467/

Ruiz, F., Rumpel, C., Dignac, M.-F., Baudin, F., & Ferreira, T. O. (2023). Combining thermal analyses and wet-chemical extractions to assess the stability of mixed-nature soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, *187*, 109216. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109216

Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., Garcia Cardenas, M., Kaonga, M., Koutika, L.-S., Ladha, J., Madari, B., Shirato, Y., Smith, P., Soudi, B., Soussana, J.-F., Whitehead, D., & Wollenberg, E. (2020). The 4p1000 initiative : Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *Ambio*, *49*(1), 350-360. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2

Saenger, A., Cécillon, L., Sebag, D., & Brun, J.-J. (2013). Soil organic carbon quantity, chemistry and thermal stability in a mountainous landscape : A Rock–Eval pyrolysis survey. *Organic Geochemistry*, *54*, 101-114. https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2012.10.008

Šavija, B., & Luković, M. (2016). Carbonation of cement paste : Understanding, challenges, and opportunities. *Construction and Building Materials*, *117*, 285-301. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.04.138

Scalenghe, R., & Ferraris, S. (2009). The First Forty Years of a Technosol. *Pedosphere*, *19*(1), 40-52. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(08)60082-X

Schad, P. (2018). Technosols in the World Reference Base for Soil Resources – history and definitions. *Soil Science and Plant Nutrition*, *64*(2), 138-144. https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1432973

Scharlemann, J. P., Tanner, E. V., Hiederer, R., & Kapos, V. (2014). Global soil carbon : Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, *5*(1), 81-91. https://doi.org/10.4155/cmt.13.77

Schlesinger, W. H., & Amundson, R. (2019). Managing for soil carbon sequestration : Let's get realistic. *Global Change Biology*, *25*(2), 386-389. https://doi.org/10.1111/gcb.14478

Schmidt, M. W. I., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D. A. C., Nannipieri, P., Rasse, D. P., Weiner, S., & Trumbore, S. E. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, *478*(7367), 49-56. https://doi.org/10.1038/nature10386

Schröter, M., Van Der Zanden, E. H., Van Oudenhoven, A. P. E., Remme, R. P., Serna-Chavez, H. M., De Groot, R. S., & Opdam, P. (2014). Ecosystem Services as a Contested Concept : A Synthesis of Critique and Counter-Arguments: Ecosystem services as a contested concept. *Conservation Letters*, *7*(6), 514-523. https://doi.org/10.1111/conl.12091

Schwartz, C., Véronique Beaujouan, Federico Broggini, Adeline Bulot, Jean Noël Consalès, Armand Corbel, Marie Cozzi, Robin Dagois, Hervé Daniel, Pierre David, Mathieu Gontier, Romain Goudon, Arnaud Herbreteau, Pierre, Lasseigne, Maïwenn Lothodé, Jean-Christophe Louvet, Alexandre Moret, Stéphanie Ouvrard, Ludovic Perridy, Geoffroy Séré, Marlène, & Teixeira Da Silva, François Vadepied, Claire Vieillard, Laure Vidal-Beaudet,. (2025). *Désimperméabiliser les villes. Guide opérationnel pour (re)découvrir les sols urbains*. https://librairie.ademe.fr/urbanisme-territoires-et-sols/8132-desimpermeabiliser-les-villes-guide-operationnel-pour-redecouvrir-les-sols-urbains.html

Sebag, D., Verrecchia, E. P., Cécillon, L., Adatte, T., Albrecht, R., Aubert, M., Bureau, F., Cailleau, G., Copard, Y., Decaens, T., Disnar, J.-R., Hetényi, M., Nyilas, T., & Trombino, L. (2016). Dynamics of soil

organic matter based on new Rock-Eval indices. *Geoderma*, *284*, 185-203. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.025

Séré, G. (2018). *Mieux connaître la pédogenèse et le fonctionnement des Technosols pour optimiser les services écosystémiques rendus*.

Séré, G., Schwartz, C., Cortet, J., Guimont, S., Watteau, F., Simonnot, M.-O., & Morel, J.-L. (2017). *Pedological engineering for brownfield reclamation*. 152.

SETRA. (1981). *Manuel de conception des chaussées neuves à faible trafic*.

SETRA. (2005). *Enduits superficiels d'usure (Esu) Enrobés coulés à froid (Ecf)—Actualisation des connaissances sur les revêtements superficiels*.

SETRA & LCPC. (1998). *Réseau routier national—Catalogue des structures types de chaussées neuves*.

SEVE-TP. (s. d.). *SEVE-TP : L'éco-comparateur pour réduire les impacts !* Consulté 7 septembre 2025, à l'adresse https://www.seve-tp.com/

Shacat, J., Willis, R., & Ciavola, B. (2024). *The carbon footprint of asphalt pavements*.

Shao, S., Driscoll, C. T., Johnson, C. E., Fahey, T. J., Battles, J. J., & Blum, J. D. (2016). Long-term responses in soil solution and stream-water chemistry at Hubbard Brook after experimental addition of wollastonite. *Environmental Chemistry*, *13*(3), 528. https://doi.org/10.1071/EN15113

Sharififar, A., Minasny, B., Arrouays, D., Boulonne, L., Chevallier, T., van Deventer, P., Field, D. J., Gomez, C., Jang, H.-J., Jeon, S.-H., Koch, J., McBratney, A. B., Malone, B. P., Marchant, B. P., Martin, M. P., Monger, C., Munera-Echeverri, J.-L., Padarian, J., Pfeiffer, M., … van Zijl, G. (2023). Chapter Four - Soil inorganic carbon, the other and equally important soil carbon pool : Distribution, controlling factors, and the impact of climate change. In D. L. Sparks (Éd.), *Advances in Agronomy* (Vol. 178, p. 165-231). Academic Press. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.11.005

Shi, S., Zhang, W., Zhang, P., Yu, Y., & Ding, F. (2013). A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils. *Forest Ecology and Management*, *296*, 53-63. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.026

Shukla, P. R., Skea, J., & Slade, R. (2023). *Working Group III Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.

Som, M.-P. (2002). *ÉTUDE MOLÉCULAIRE DES COMPOSÉS ORGANIQUES DE COMPOSTFORMATION, TRANSFORMATION DANS LES SOLSACTION SUR LES PROPRIÉTÉS DES SOLS*.

Soucémarianadin, L. N., Cécillon, L., Guenet, B., Chenu, C., Baudin, F., Nicolas, M., Girardin, C., & Barré, P. (2018). Environmental factors controlling soil organic carbon stability in French forest soils. *Plant and Soil*, *426*(1-2), 267-286. https://doi.org/10.1007/s11104-018-3613-x

Spreadbury, C. J., Clavier, K. A., Lin, A. M., & Townsend, T. G. (2021). A critical analysis of leaching and environmental risk assessment for reclaimed asphalt pavement management. *Science of The Total Environment*, *775*, 145741. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145741

Stojanova, M., Arbelet, P., Baudin, F., Bouton, N., Caria, G., Pacini, L., Proix, N., Quibel, E., Thin, A., & Barré, P. (2024). Technical note : A validated correction method to quantify organic and inorganic carbon in soils using Rock-Eval® thermal analysis. *Biogeosciences*, *21*(18), 4229-4237. https://doi.org/10.5194/bg-21-4229-2024

Sun, Z., Du, W., Jiang, H., Weng, Q., Guo, H., Han, Y., Xing, Q., & Ma, Y. (2022). Global 10-m impervious surface area mapping : A big earth data based extraction and updating approach. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *109*, 102800. https://doi.org/10.1016/j.jag.2022.102800

Tauste, R., Moreno-Navarro, F., Sol-Sánchez, M., & Rubio-Gámez, M. C. (2018). Understanding the bitumen ageing phenomenon : A review. *Construction and Building Materials*, *192*, 593-609. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.10.169

Thives, L. P., & Ghisi, E. (2017). Asphalt mixtures emission and energy consumption : A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *72*, 473-484. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.01.087

Tiba, C., & Silva Leal, S. da. (2017). Enhancement of UV Radiation by Cloud Effect in NE of Brazil. *International Journal of Photoenergy*, *2017*(1), 8107435. https://doi.org/10.1155/2017/8107435

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

Touzet, T. (2015). *Spécifications | Couche occupation du sol à grande échelle*.

Traxler, R. N. (1963). *DURABILITY OF ASPHALT CEMENTS (WITH DISCUSSION)*. *32*. https://trid.trb.org/View/727171

Tyler, S. C., Lowe, D. C., Dlugokencky, E., Zimmerman, P. R., & Cicerone, R. J. (1990). Methane and carbon monoxide emissions from asphalt pavement : Measurements and estimates of their importance to global budgets. *Journal of Geophysical Research*, *95*(D9). https://doi.org/10.1029/jd095id09p14007

Ugolini, F. C., Corti, G., Agnelli, A., & Piccardi, F. (1996). MINERALOGICAL, PHYSICAL, AND CHEMICAL PROPERTIES OF ROCK FRAGMENTS IN SOIL. *Soil Science*, *161*(8), 521.

VALLOO, Y. (2023, février 14). CLC+ livre ses premières données. *AgroTIC - Agriculture numérique*. https://www.agrotic.org/news/clc-livre-ses-premieres-donnees/

van Gestel, N., Shi, Z., van Groenigen, K. J., Osenberg, C. W., Andresen, L. C., Dukes, J. S., Hovenden, M. J., Luo, Y., Michelsen, A., Pendall, E., Reich, P. B., Schuur, E. A. G., & Hungate, B. A. (2018). Predicting soil carbon loss with warming. *Nature*, *554*(7693), E4-E5. https://doi.org/10.1038/nature25745

Vieillard, C. (2024). *Désimperméabilisation des sols urbains : États des lieux des pratiques et mises en oeuvre de génie pédologique pour restaurer des services écosystémiques*.

Vieillard, C., Vidal-Beaudet, L., Dagois, R., Lothode, M., Vadepied, F., Gontier, M., Schwartz, C., & Ouvrard, S. (2024). Impacts of soil de-sealing practices on urban land-uses, soil functions and ecosystem services in French cities. *Geoderma Regional*, *38*, e00854. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00854

von Gunten, K., Konhauser, K. O., & Alessi, D. S. (2020). Potential of asphalt concrete as a source of trace metals. *Environmental Geochemistry and Health*, *42*(2), 397-405. https://doi.org/10.1007/s10653-019-00370-y

Vos, C., Jaconi, A., Jacobs, A., & Don, A. (2018). Hot regions of labile and stable soil organic carbon in Germany – Spatial variability and driving factors. *SOIL*, *4*(2), 153-167. https://doi.org/10.5194/soil-4-153-2018

Wagon Landscaping. (s. d.). Consulté 17 mars 2025, à l'adresse https://www.wagon-landscaping.fr/

Wang, C., & Kuzyakov, Y. (2024). Soil organic matter priming : The pH effects. *Global Change Biology*, *30*(6), e17349. https://doi.org/10.1111/gcb.17349

Wani, O. A., Kumar, S. S., Hussain, N., Wani, A. I. A., Babu, S., Alam, P., Rashid, M., Popescu, S. M., & Mansoor, S. (2023). Multi-scale processes influencing global carbon storage and land-carbon-climate nexus : A critical review. *Pedosphere*, *33*(2), 250-267. https://doi.org/10.1016/j.pedsph.2022.07.002

Wei, Z., Wu, S., Yan, X., & Zhou, S. (2014). Density and Stability of Soil Organic Carbon beneath Impervious Surfaces in Urban Areas. *PLOS ONE*, *9*(10), e109380. 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. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60080-6

Werkovits, S., Bacher, M., Mirwald, J., Theiner, J., Rosenau, T., Hofko, B., & Grothe, H. (2023). The impact of field ageing on molecular structure and chemistry of bitumen. *Fuel*, *343*, 127904. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.127904

Wheater, C. P. (2020). The invasion of walls, pavements, and building surfaces by organisms. In *The Routledge Handbook of Urban Ecology* (2e éd.). Routledge.

WRB. (2022). *World reference base for soil resources*.

Wu, S., Pang, L., Liu, G., & Zhu, J. (2010). *Laboratory Study on Ultraviolet Radiation Aging of Bitumen*.

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*(1), Article 1. https://doi.org/10.1038/srep17905

Yu, X., Lee, K., Ma, B., Asiedu, E., & Ulrich, A. C. (2018). Indigenous microorganisms residing in oil sands tailings biodegrade residual bitumen. *Chemosphere*, *209*, 551-559. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.126

Zabowski, D., Whitney, N., Gurung, J., & Hatten, J. (2011). Total Soil Carbon in the Coarse Fraction and at Depth. *Forest Science*, *57*(1), 11-18. https://doi.org/10.1093/forestscience/57.1.11

Zeng, W., Wu, S., Wen, J., & Chen, Z. (2015). The temperature effects in aging index of asphalt during UV aging process. *Construction and Building Materials*, *93*, 1125-1131. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.05.022

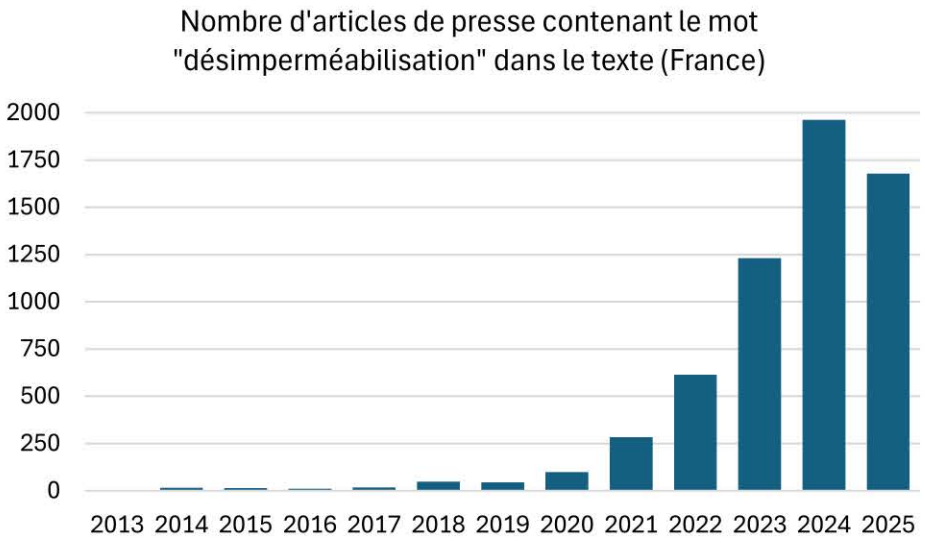
Zhang, H., Hu, Z., Hou, S., & Xu, T. (2020). Aging behaviors of bitumen degraded by the microbial consortium on bituminous pavement. *Construction and Building Materials*, *254*, 119333. https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.119333

Zhang, X., Han, C., Zhou, X., Otto, F., & Zhang, F. (2021). Characterizing the Diffusion and Rheological Properties of Aged Asphalt Binder Rejuvenated with Bio-Oil Based on Molecular Dynamic Simulations and Laboratory Experimentations. *Molecules*, *26*(23), Article 23. https://doi.org/10.3390/molecules26237080

Annexes

Annexe 1. Nombre d'articles de la presse française contenant le mot « désimperméabilisation » dans le texte.

Recensement effectué avec l'outil Europresse le 16 septembre 2025, sur un échantillon de 966 titres de presse française.



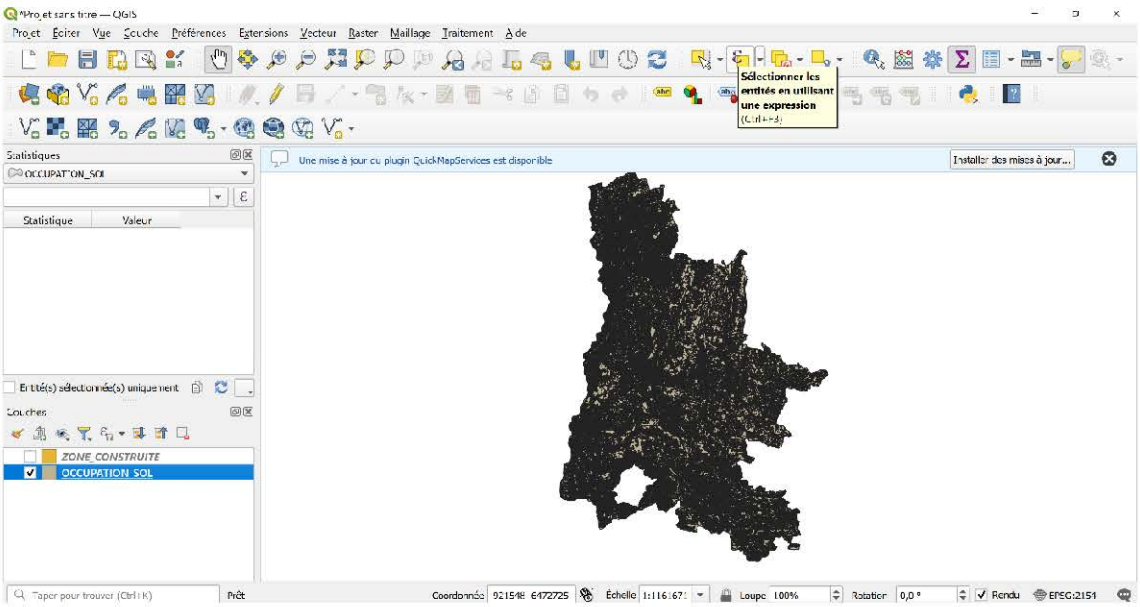
Annexe 2. Guide pour quantifier les surfaces de sols scellés d'un département français à partir des données OCS-GE.

Télécharger le logiciel QGIS à l'adresse suivante : https://qgis.org/download/

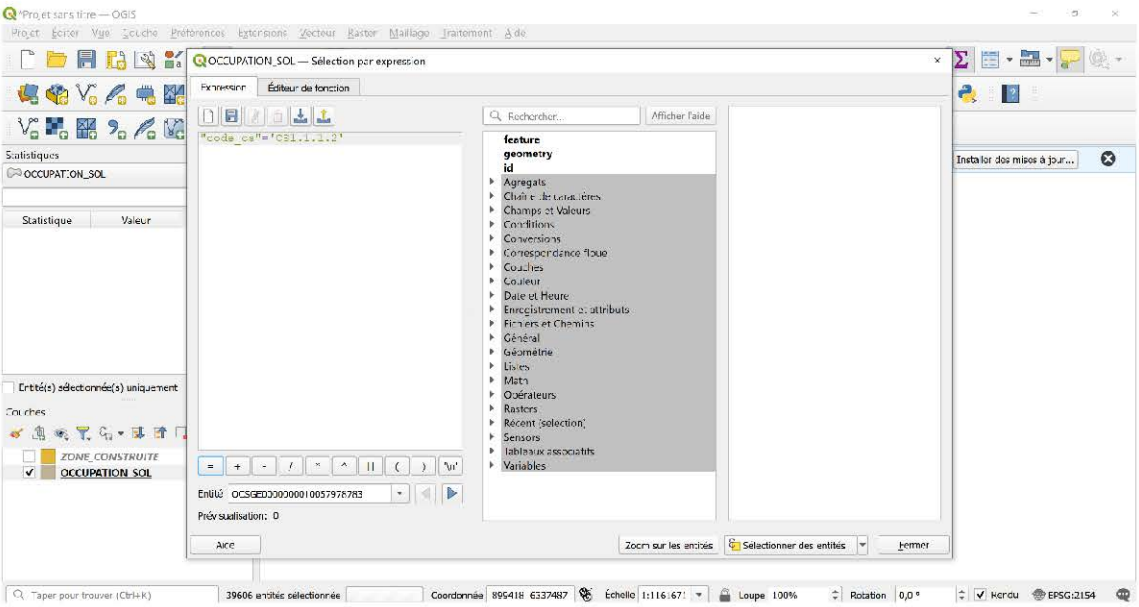
Télécharger les données OCS-GE d'un département quelconque (ici la Drôme) à l'adresse suivante : https://geoservices.ign.fr/ocsge. Les données sont disponibles au format « geopackage » (.gpkg) ou vectoriel (.shp).

Ouvrir QGIS et importer l'ensemble des fichiers téléchargés en les faisant glisser dans la fenêtre ouverte. Cliquer sur « ajouter une couche » dans les deux fenêtres ouvertes par le logiciel pour confirmer l'import.

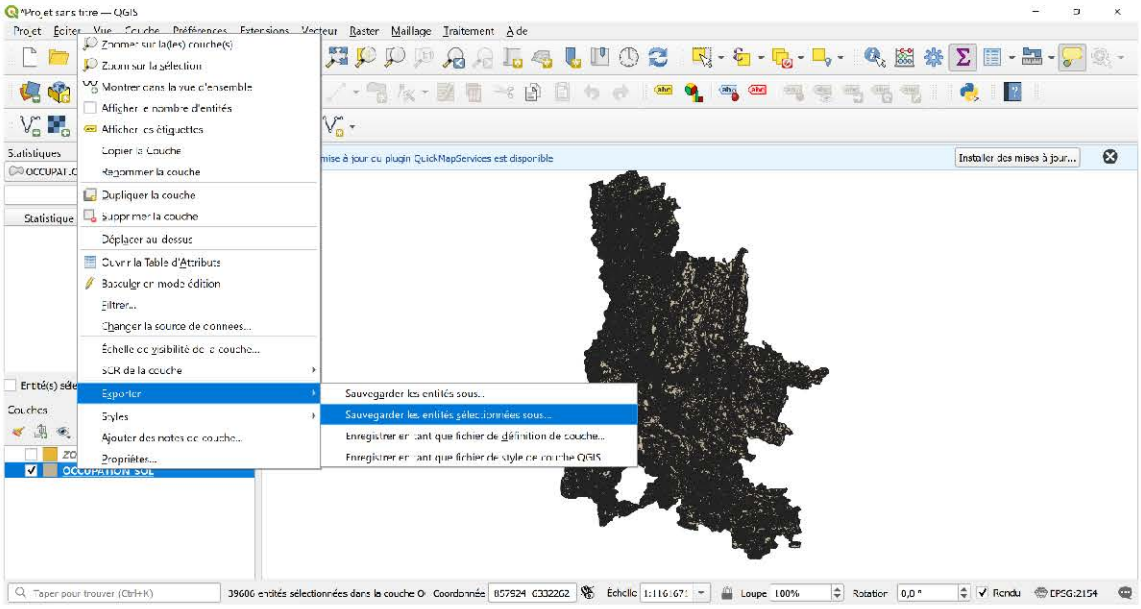
Dans le panneau « Couches », sélectionner la couche « OCCUPATION_SOL ». Cliquer ensuite sur « Sélectionner les entités en utilisant une expression » (1).



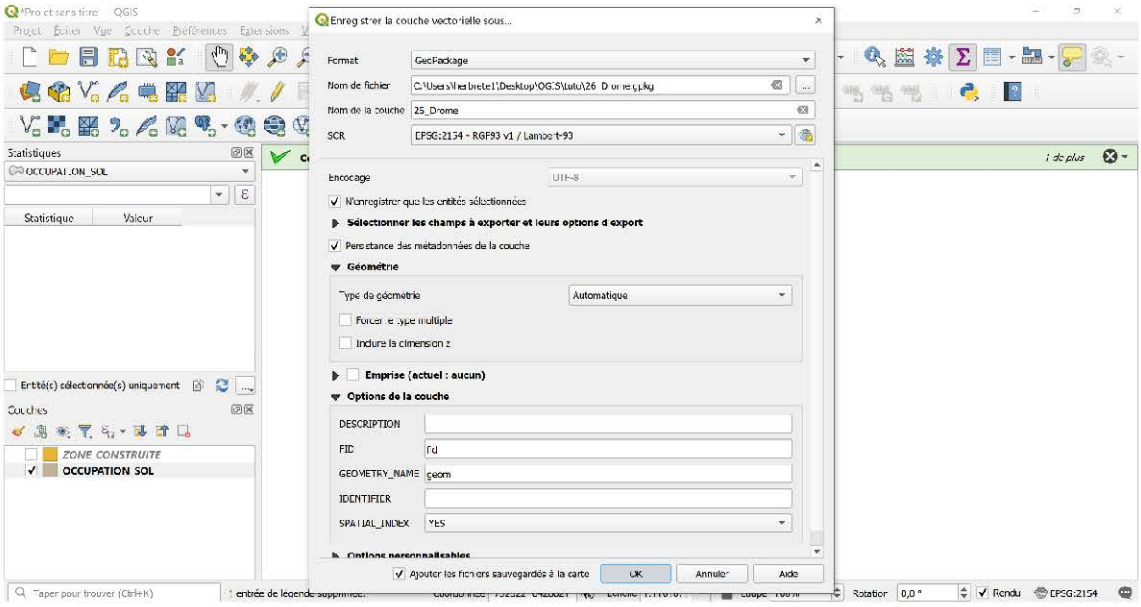
Une nouvelle fenêtre s'affiche. Il s'agit ensuite de sélectionner uniquement les polygones correspondant à la classe de couverture de sol (CS) « Zones non bâties » (classe 1.1.1.2). Pour ce faire, taper l'expression suivante dans l'emplacement prévu (partie en gras, incluant les guillemets) : **"code_cs"='CS1.1.1.2'** . Cliquer ensuite sur « Sélectionner des entités » en bas à droite de la fenêtre ouverte. Le logiciel sélectionne alors tous les polygones appartenant à cette classe, dont le nombre est affiché sur le bandeau en bas de l'écran (2).



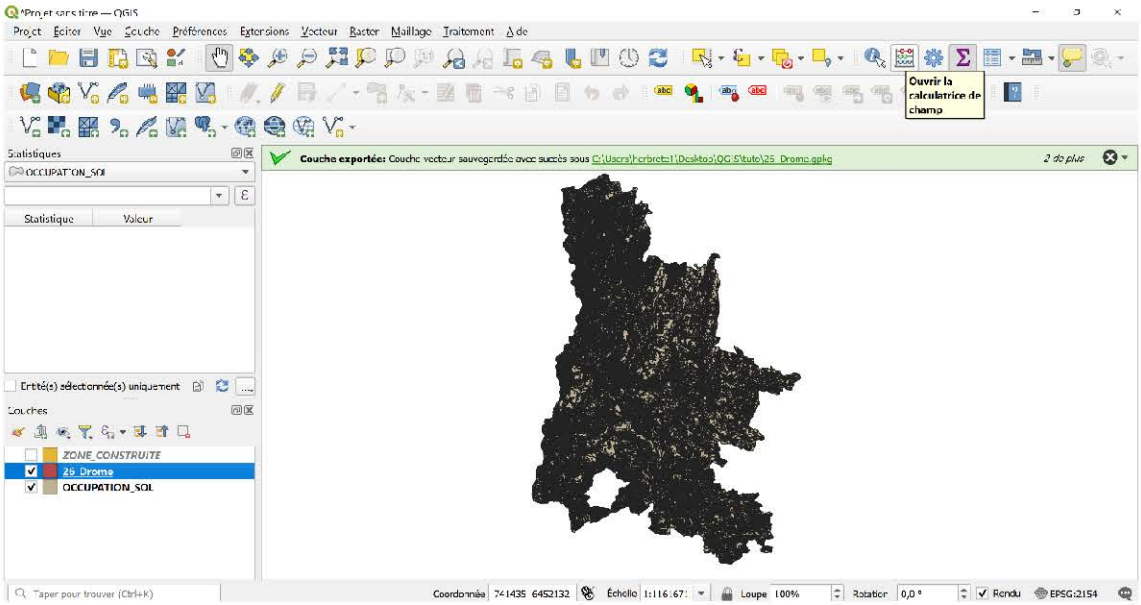
Fermer en suite cette fenêtre. Clic droit sur la couche « OCCUPATION_SOL » puis « Exporter » et « Sauvegarder les entités sélectionnées sous… » (3)



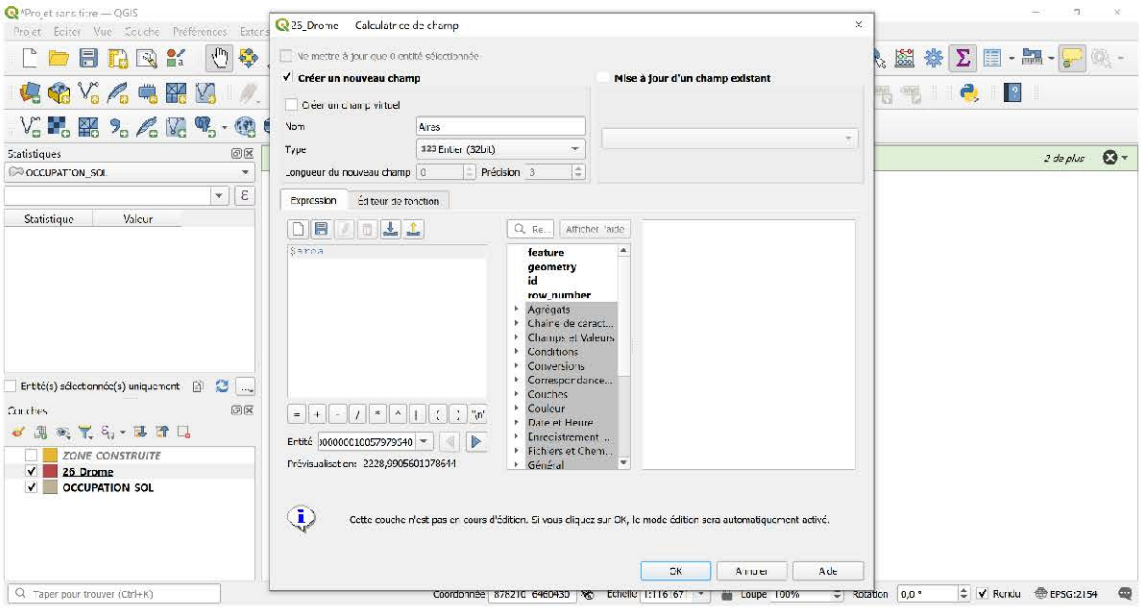
Renseigner les rubriques « Nom de fichier » et « Nom de la couche » avec l'intitulé du département. Choisir le dossier dans lequel QGIS doit ranger le fichier. Cliquer ensuite sur OK (4).



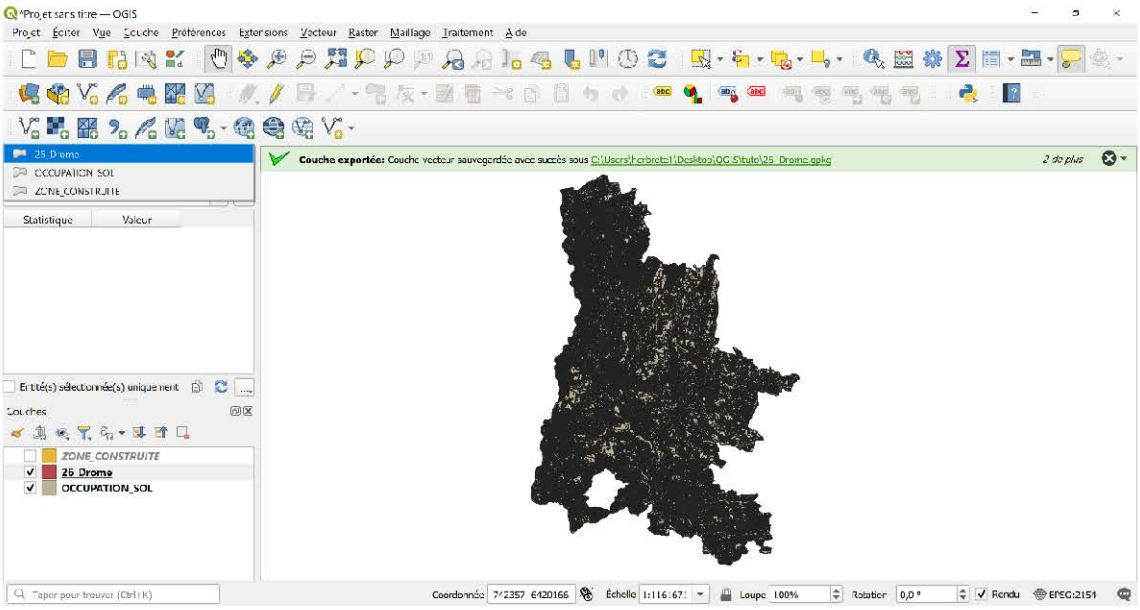
La nouvelle couche créée s'affiche ensuite dans le panneau « Couches ». Sélectionner cette couche et cliquer sur « Ouvrir la calculatrice de champ » (5).



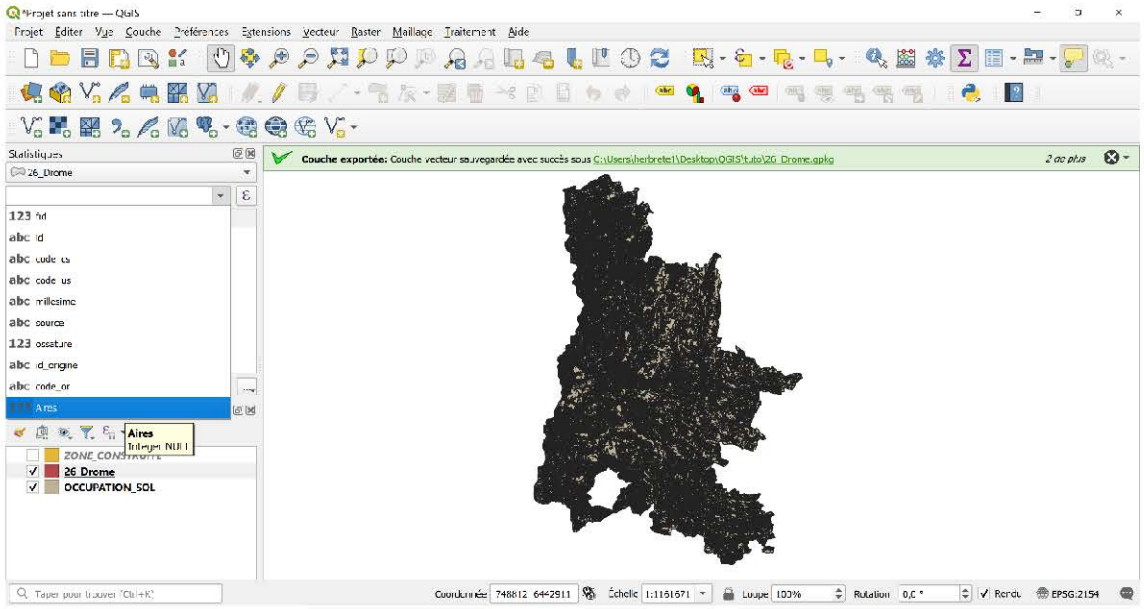
Garder cochée l'option « Créer un nouveau champ ». Nommer ce nouveau champ, qui correspondra à une nouvelle colonne dans le fichier de données utilisé. On le nommera ici « Aires ». Taper ensuite **$area** dans la zone « Expression » (6). Cliquer ensuite sur « OK ». QGIS calcule alors l'aire de chaque polygone au sein de la couche créée précédemment. Cette opération peut prendre quelques secondes en fonction de la puissance de l'ordinateur.



Une fois cette opération terminée, la fenêtre se ferme automatiquement. Pour sauvegarder ces changement, clic droit sur la couche, puis « Basculer en mode édition ». Dans le panneau « Statistiques » situé à gauche de votre écran (7), cliquer sur la couche correspondant à votre département, ici « 26_Drome ». Si ce panneau n'est pas visible sur votre écran, il est possible de l'afficher en allant dans le menu « Vue » en haut à gauche de l'écran, puis « Panneaux » et cocher « Statistiques ».



Ouvrir le menu déroulant situé en dessous (toujours dans le panneau « Statistiques ») en cliquant sur le triangle orienté vers le bas (8). Sélectionner le champ « Aires » précédemment créé.



Les statistiques de ce champ s'affichent ensuite (9). La valeur correspondant à « Somme » indique la surface, **en mètres carrés** (m²), de tous les polygones contenus dans la couche précédemment exportée. Il s'agit donc de la surface totale des sols correspondant à la classe « Zones non bâtis », soit la surface totale de sols scellés dans le département (ici 130 399 000 m² ou 130,4 km²).

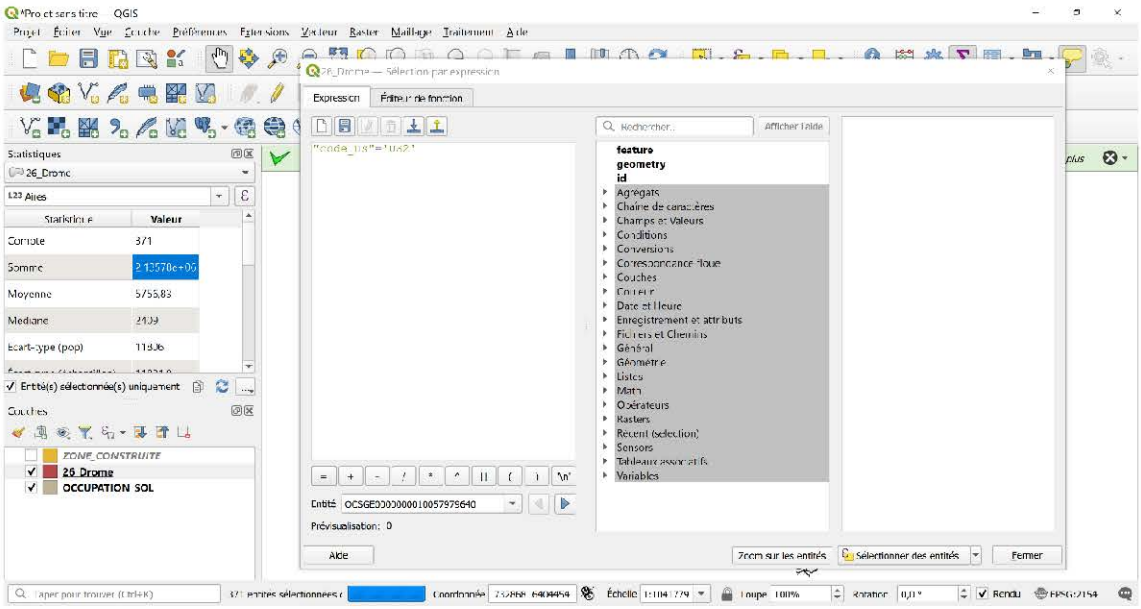
Cliquer de nouveau sur « Sélectionner les entités en utilisant une expression ». Puis rentrer l'expression suivante (partie en gras, incluant les guillemets) : **"code_us"='US2'** (production secondaire). Cliquer sur « Sélectionner des entités ». Puis cocher « Entité(s) sélectionnée(s) uniquement » dans le panneau « Statistiques » (10). La surface cumulée (en m²) de tous les sols de la classe US2, soit les sols dédiés à la production secondaire, s'affiche alors dans la ligne « Somme ». Répéter ensuite la même opération avec les codes correspondant aux usages concernés :

"code_us"='US3' (production tertiaire)

"code_us"='US4' (réseaux routiers)

"code_us"='US4.1.3' (réseaux aériens)

"code_us"='US5' (usage résidentiel)



Annexe 3. Caractérisations effectuées sur l'enrobé bitumeux neuf (EN) par le laboratoire Techni-Lab.

EB 10 Roulement ou Liaison 35/50

NF EN 13108-1 (Mai 2017)

N° formule

BBSG 0/10 Cl. 3

REFERENCE ETUDE	ENTREPRISE	DATE	LABO	OBJET
23 EFE 120		juin-23	TECHNILAB	BBSG 0/10 Cl. 3

MELANGE GRANULAIRE

6.3/10	Porphyre	**46.5 %**
2/6.3	Porphyre	**19.0 %**
0/2	Calcaire	**33.5 %**
filler	attrition	**1.0 %**

COMPOSITION ENROBE

6.3/10	Porphyre	**44.0 %**
2/6.3	Porphyre	**18.0 %**
0/2	Calcaire	**31.7 %**
filler	attrition	**1.0 %**
Liant	35/50	**5.3 % int**

Teneur en liant minimale : **5.1 %**
Température du mélange : **150 à 190 °C**

CARACTERISTIQUES INTRINSEQUES

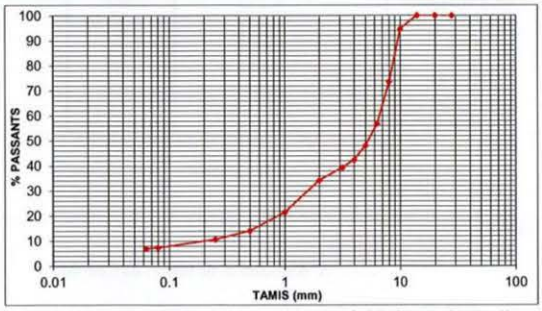
Nature granulats : Porphyre
MVRG : 2.718 g/cm³
MVRE : 2.501 g/cm³
Module de richesse : 3.50
Surface spécifique : 11.94 m²/kg

CARACTERISTIQUES DU LIANT

Provenance :
Grade de bitume : 35/50
Pénétrabilité (NF EN 1426) : 44.0 1/10 mm (25°C)
Bille-Anneau (NF EN 1427) : 51.6 °C

COURBE GRANULOMETRIQUE DU MELANGE

tamis (mm)	passant (%)	courbe type
28	100	
20	100	
14	100	
10	95	
8	74	
6.3	57	
5	48	
4	42	
3.15	39	
2	34	
1	22	
0.5	14	
0.25	11	
0.08	7	
0.063	6.9	



Les pourcentages du mélange granulométrique ci-dessus sont indicatifs. Ils pourront être modifiés dans le cas où les granularités des constituants s'écarteraient notablement de celles de l'étude. Dans tous les cas, c'est la courbe granulométrique du mélange qui doit être respectée.

CARACTERISTIQUE MECANIQUE DE L'ENROBE

PCG — NF EN 12697 - 31

			Spécif.
K	-4.11		
V1	25.4	%	
V25	12.1	%	
V40	10.1	%	
V60	8.4	%	5 à 10
V100	**6.4**	%	
V200	4.1	%	

ESSAI DE SENSIBILITE A L'EAU — NF EN 12697 - 12 méthode B (DURIEZ)

		Spécif.
Vides géo. (%) :	10.8	
MVA géo. (g/cm³) :	2.231	
Vides hydro. (%) :	8.1	
MVA hydro. (g/cm³) :	2.299	
Résist. à sec R (Mpa) 18°C :	10.3	
Résist. à l'eau r (Mpa) 18°C :	9.4	
i / C (Rapport r/R) (%) :	**91.3**	≥ 70

ORNIERAGE — NF EN 12697 - 22

		Spécif.
A (Ornière à 1000 cycles) (%) :	1.509	
B (pente de la droite) :	0.178	
Vides géométriques (%) :	6.3	5 à 8
Orniérage à 30 000 cycles (%) :	**2.7**	≤ 5
Température de l'essai (°C) :	60	
Epaisseur plaque (mm):	100	

MODULE DE RIGIDITE — NF EN 12697 - 26 A

		Spécifications
Vides géométriques (%) :		
Module à 15°C - 10Hz (MPa) :		
Composant E1 (MPa) :		
Composant E2 (MPa) :		
Angle de phase (°) :		

ESSAI DE FATIGUE — NF EN 12697 - 24 A

		Spécifications
Vides géométriques (%) :		
Déformation relative Ɛ6 :		
Intervalle de confiance ΔƐ 6 :		
Ecart type résiduel S x/y:		
Pente P :		

TECHNILAB - Z.A du Château Rouge - CS 60176 - 44155 ANCENIS CEDEX - Tél: 02.51.14.02.21 - Fax: 02.40.83.13.41 - Site Internet : www.techni-lab.fr

CARACTERISTIQUES DES MATERIAUX

Granulométrie

Carrière	Porphyre	Porphyre	Calcaire				attrition
Nature	Porphyre	Porphyre	Calcaire				Calcaire
produit	6.3/10	2/6.3	0/2				filler
Tamis	% de passant	% de passant	% de passant	% de passant	% de passant	% de passant	% de passant
28	100	100	100				100
20	100	100	100				100
14	100	100	100				100
10	88	100	100				100
8	43	100	100				100
6.3	12	87	100				100
5	5	59	100				100
4	4	33	100				100
3.15	3	18	100				100
2	2	3	94				100
1	2	1	58				100
0.5	1	1	37				100
0.25	1	1	27				100
0.08	1	1	18				90
0.063	0.9	0.6	16.4				85.0

Autres caractéristiques

MVRG	2.722	2.733	2.704				2.720
MVRG séchée							
Coef. d'absorp.							
FI	10.2	19.4					
MB			0.6				
MBf							
Coef. d'écoulement			39.7				
LOS ANGELES							
MDE							
PSV							
Delta TBA							
Friabilité							
Catégorie							

OBSERVATIONS :

N° formulation de base : 23 EEF 045

INFORMATIONS GENERALES SELON NF P 98-150-1

Epaisseur de mise en œuvre : 5 à 7 cm
Epaisseur minimale : 4 cm

Température de répandage : ≥ 130 °C

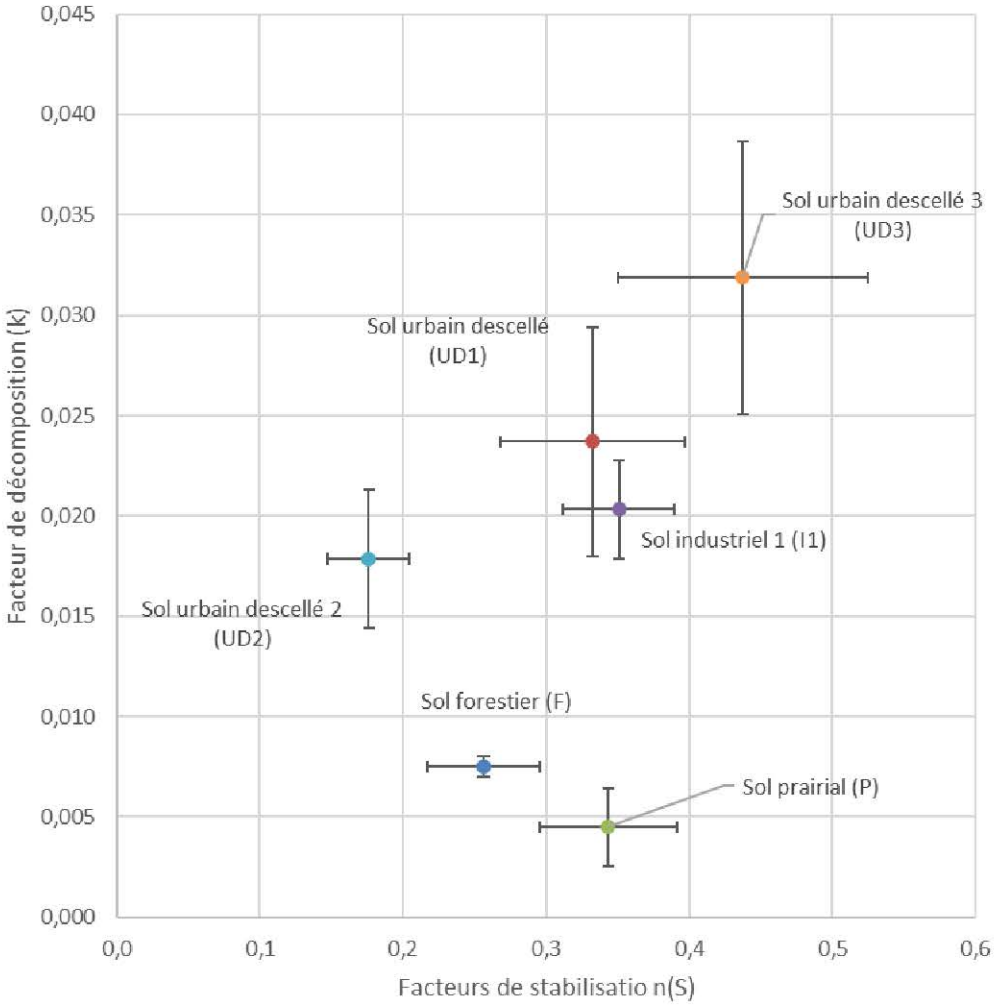
Atelier de compactage :

Couche d'accrochage : * g/m² résiduel
Pourcentage de vides de chantier : * %
Macrotexture de chantier : *

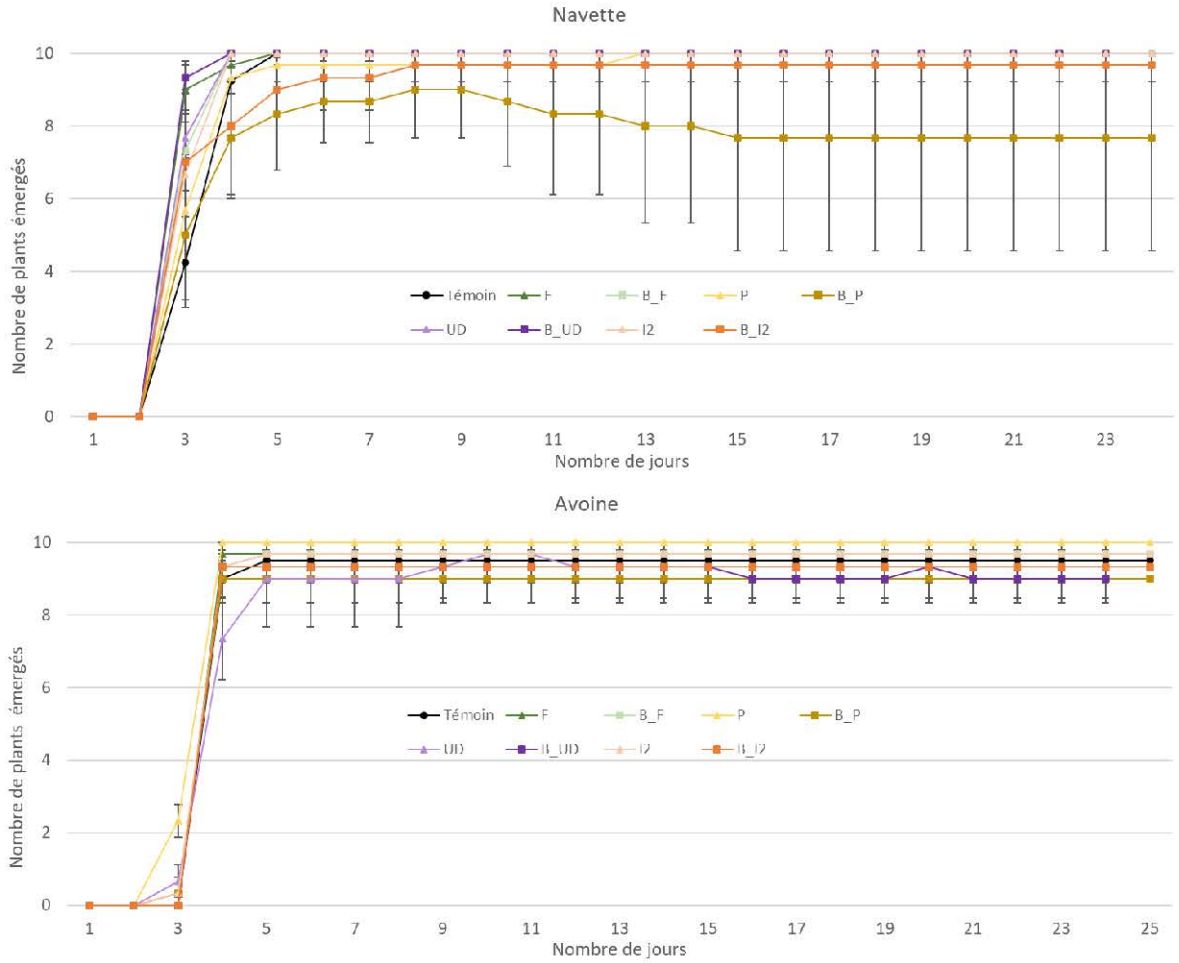
*** sous réserve du CCTP du chantier**

TECHNILAB - Z.A du Château Rouge - CS 60176 - 44155 ANCENIS CEDEX - Tél: 02.51.14.02.21 - Fax: 02.40.83.13.41 - Site Internet : www.techni-lab.fr

Annexe 4. Facteurs de stabilisation (S) et de décomposition (k) obtenus pour les sachets de thé vert, rooibos et enrobé bitumineux tamisé (bitum'bags) après trois mois d'enfouissement.



Annexe 5. Suivi journaliser de l'émergence de la navette (haut) et de l'avoine (bas).



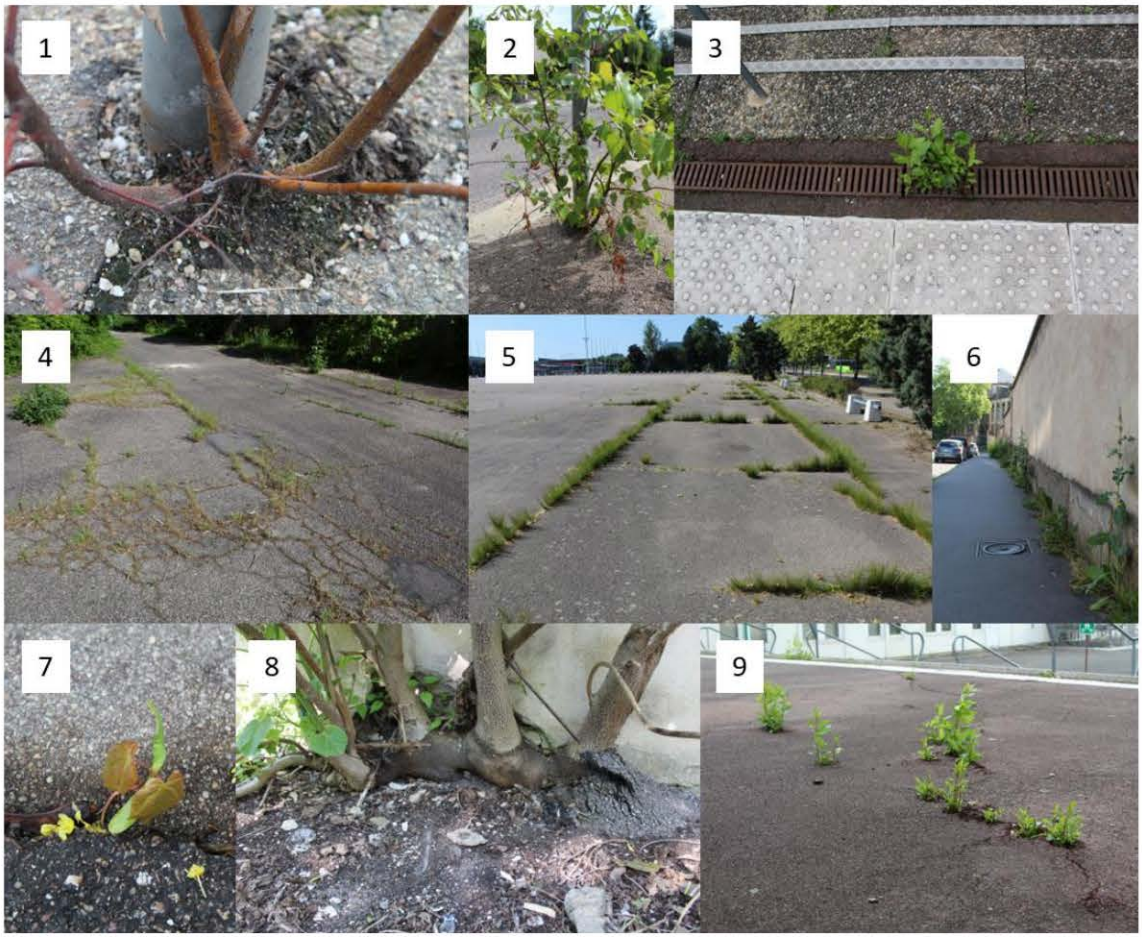
Annexe 6. Rôle de la végétation dans le descellement des sols

Le devenir à plus ou moins long terme de tout sol scellé est un descellement spontané, c'est-à-dire sans intervention humaine. Le descellement spontané d'un sol est un processus pédogénétique qui a pour conséquences une intensification et une diversification progressive des échanges de matière et d'énergie au sein de la pédosphère.

Nos observations, réalisées tout au long de cette thèse, ont permis d'énumérer un certain nombre de mécanismes actifs dans le descellement ou la renaturation de sols scellés, dans lesquels la végétation joue souvent un rôle central. Cette annexe est une revue, illustrée de photographies, de ces différents mécanismes.

Exploitation par la végétation des sites de fragilité de l'horizon de scellement

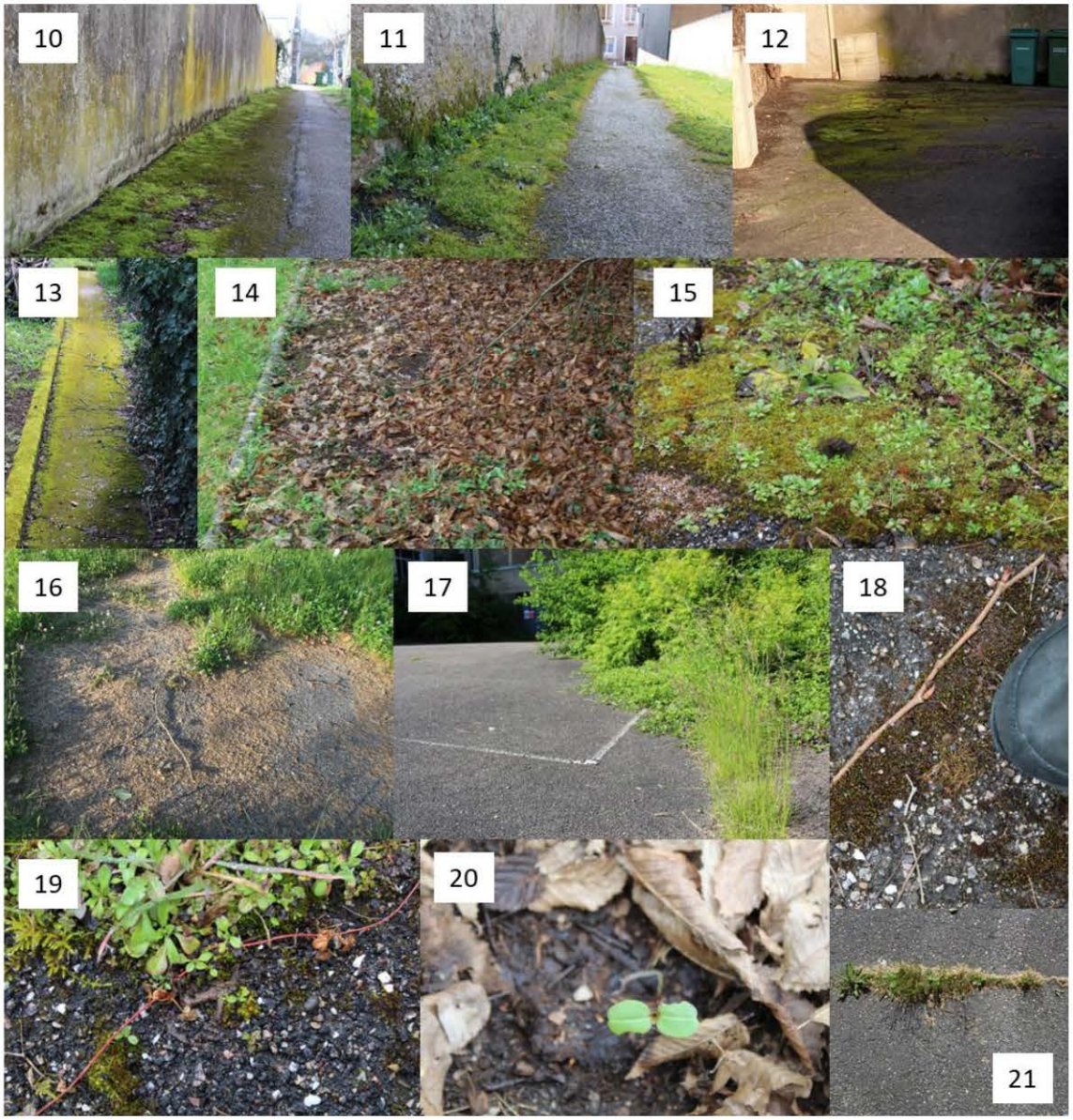
Les Technosols ékraniques sont des sols sous très forte pression anthropique (passages de personnes et de véhicules, entretien empêchant l'apparition de fissures ou les rebouchant). Mais malgré son entretien, l'horizon de scellement est fragilisé du fait même de son usage : apparition de fissures, de nids-de-poule, d'ornières. Ces zones de fragilités (fissures, nids-de-poule, ornières) sont des sites où le scellement est moins intense et pourront être exploités par la végétation pour s'implanter (4, 7, 9). Dans le même sens, on peut envisager toutes les marges de l'horizon de scellement comme autant de sites de fragilités de celui-ci : pieds de mobilier urbain (1,2), jonctions entre des bandes de roulement (4, 5), pieds de murs (6, 8), canalisations (3). Ce mécanisme s'observe particulièrement pour les zones peu fréquentées des horizons de scellement, ou sur les sols scellés abandonnés. L'échauffement de la



surface de l'enrobé bitumineux, en l'amollissant, constitue également une fragilisation que les végétaux peuvent exploiter, comme le montre la photographie (9) prise durant un mois d'août. Les zones de creux sont récipiendaires des écoulements d'eau et de nutriments en solution, et fournissent donc un milieu favorable au développement de végétaux et à l'accumulation de matière organique.

Enrichissement de la surface de l'horizon de scellement en matière organique (MO) naturelle

Ce mécanisme concerne les surfaces de scellement peu fréquentées ou abandonnées. Cet enrichissement peut être causé par l'implantation de végétaux directement sur l'horizon de scellement. Dans ce cas, ce sont d'abord les lichens et les mousses qui s'implantent, à la faveur de zones d'ombres comme les pieds de mur peu fréquentés (10, 11, 12, 13). Cette première strate crée des conditions favorables (humidité, libération de nutriments par la dégradation de la MO), permettant l'implantation d'espèces (11,15) plus exigeantes, ainsi que la germination des premiers ligneux (20). L'enrichissement en MO peut également être causé par l'accumulation de litière végétale (pollens, feuilles, branches) en provenance des individus situés à proximité (14, 16, 21) dont la décomposition vient progressivement former une couche humifère propice à l'implantation de végétaux (14). Enfin, cette accumulation peut être causée par le recouvrement de l'horizon de scellement par des espèces épiphytes (*Hedera helix*, *Clematis vitalba*) (17, 19), dont la sénescence et la décomposition ultérieure auront les mêmes conséquences que décrites précédemment. Ce dernier phénomène illustre le rôle déterminant de la rugosité dans le processus de renaturation de ces sols. La présence d'obstacles comme des touffes d'herbe (21) ou des branches rampantes (18) créent des micro-habitats favorables à l'accumulation de matières organiques et donc d'humidité, permettant l'implantation d'espèces. Sans cette rugosité, la MO d'origine naturelle en provenance de l'extérieur ne pourrait être retenue par les sols scellés, mais serait balayée par le vent. Le recouvrement progressif des sols scellés par de la MO diminue progressivement leur exposition au rayonnement solaire UV, et donc la photo-oxydation des matériaux bitumineux. Le fonctionnement de ces horizons holorganiques (c'est-à-dire constitués à plus de 30 % de carbone organique) rappelle celui de l'« épisolum humifère (…) dont l'organisation est sous la dépendance essentielle de l'activité biologique » (AFES, 2008). Il est d'ailleurs possible que l'imperméabilité de la couche de scellement, encore présente sous ce micro-horizon pédologique, en empêchant l'eau de s'écouler et les nutriments d'être lixiviés, soit favorable au développement de végétaux. Mais cette imperméabilité devient une faiblesse en cas de sécheresse, du fait de l'absence d'horizons plus en profondeur, qui auraient pu accumuler de l'eau. Cette accumulation de MO n'est pas cause de descellement à proprement parler, mais correspond plutôt à la définition, plus large, de renaturation. En revanche, on peut faire l'hypothèse que cette accumulation de MO contribue à fragiliser la couche de scellement, en permettant l'implantation de végétaux dont les racines sécrètent des acides organiques et exploitent les zones de fragilité de l'horizon de scellement, ou en favorisant le développement d'une activité microbienne potentiellement dégradatrice du bitume. Enfin, cette accumulation se produit en parallèle de la fracturation progressive de l'horizon de scellement causée par d'autres végétaux. Une fois le descellement opéré, l'implantation des végétaux sera plus rapide du fait de la préexistence de cet horizon humifère.



Fracturation de l'horizon de scellement par la végétation

Un troisième mécanisme que nous avons observé est le descellement, au sens strict du terme, causé directement par des végétaux ou champignons. Il peut s'agir de racines (22, 23, 25, 28, 31) ou de champignons (26) soulevant puis fracturant cet horizon, de drageons poussant à la faveur de sites de fragilités (24) et dont l'élargissement progressif fracture l'horizon de scellement, ou simplement d'espèces dont la croissance fracture progressivement l'horizon de scellement (8, 26, 29, 30). L'espèce de champignon observée n'a pas pu être identifiée, mais *Agaricus bitorquis* (Agaric des trottoirs) est connu pour ses capacités à soulever et fracturer les couches de scellement bitumineuses, du fait de leur malléabilité (32 ; issu de https://www.mycomontreal.qc.ca/fr/foire-aux-questions). Il serait d'ailleurs intéressant d'investiguer si un tel champignon dispose de capacités à dégrader les molécules hydrocarbonées. Les espèces d'arbres suivantes, à l'origine de descellement spontané, ont été identifiées : *Paulownia tomentosa*, *Populus sp.*, *Betula sp*. *Robinia pseudoacacia*.



Autres mécanismes

D'autres mécanismes ou phénomènes favorisant le descellement ont été observés :

- Prospection de la porosité de l'enrobé bitumineux par des radicelles et/ou hyphes mycéliens (34, entourés en blanc).
- Prospection des horizons sous-jacents à l'horizon de scellement par des racines ou des vers de terre (33), à l'origine d'un enrichissement en matière organique perceptible par la couleur sombre (33 ; photographie prise immédiatement après avoir enlevé un horizon de scellement).
- Colonisation des sols scellés par la végétation depuis les marges végétalisées (36, 36, 37, 38).



Résumé

A l'échelle internationale, les menaces pesant sur les sols sont reconnues par les États et la communauté scientifique. Parmi elles, le scellement (ou imperméabilisation) des sols désigne l'action de retirer tout ou partie des horizons supérieurs du sol, et de les remplacer par un matériau imperméable lors de constructions d'infrastructures. Cette pratique réduit en particulier les échanges d'énergie et de matière au sein de la pédosphère et a des effets marqués sur leur capacité à rendre des services écosystémiques. La désimperméabilisation des sols scellés doit alors amener à leur renaturation, restaurant ainsi des fonctions écologiques qu'ils assurent. Les sols font en outre l'objet d'un intérêt grandissant pour leur capacité à être des puits de carbone atmosphérique. Ils jouent ainsi un rôle potentiel dans l'atténuation du changement climatique. Cette thèse se situe à l'intersection de ces enjeux. Elle propose d'étudier le devenir du carbone dans les sols scellés et descellés en répondant aux questions suivantes :

Quelle surface couvrent les sols scellés, et quel stock de carbone organique possèdent-ils, en incluant l'horizon de scellement de leur profil ? Le traitement de données spatialisées d'occupation du sol pour la France a permis d'estimer à 12 409 km² la surface couverte par les sols scellés. Selon nos estimations, 92 % de ces surfaces sont scellées avec un matériau bitumineux. Le stock moyen de carbone organique aux profondeurs 0-30 et 0-100 cm a été estimé à respectivement 11,29 et 18 $kgC.m^{-2}$.

Ce carbone organique, essentiellement d'origine bitumineuse, peut-il émettre du CO_2 sous l'action du rayonnement UV solaire ? Des enrobés bitumineux neufs et usagés ont été exposés à des rayonnement UV-A artificiels en conditions contrôlées et à des rayonnements naturels, en conditions semi-réelles, au sein d'enceintes de vieillissement étanches aux gaz. La quantification des gaz émis au cours du temps a révélé une production de CO_2, dépendant directement de la puissance irradiée dans l'UV-A. Les émissions mesurées sont comprises entre 0,84 $mgCO_2.m^{-2}.h^{-1}$ (9 $\mu W.cm^{-2}$, enrobé bitumineux usagé) et 3,26 $mgCO_2.m^{-2}.h^{-1}$ (56 $\mu W.cm^{-2}$, enrobé bitumineux neuf). Extrapolées à l'échelle de la France métropolitaine, ces émissions représentent 28 489 tonnes de CO_2 chaque année.

Si les matériaux bitumineux constitutifs de l'horizon de scellement sont conservés sur place après descellement des sols, le carbone organique qu'ils contiennent est-il susceptible d'être (bio)dégradé ? Des incubations d'enrobé bitumineux en mélange avec des sols suggèrent qu'une faible part du carbone bitumineux semble biodégradée en contexte pédologique. En revanche, après un an dans des sols, l'enrobé bitumineux n'a pas montré d'enrichissement en composés oxydés. Les fractions plus légères (saturés et aromatiques) du bitume sont le plus susceptibles d'être impactées par un séjour dans le sol.

Le compartiment biologique (plantes et eaux) peut-il être affecté par la présence de tels matériaux dans les sols ? Des tests écotoxicologiques ont montré que la présence d'enrobé bitumineux dans les sols affecte peu la germination et la croissance de plantes, n'a pas d'effet négatif sur le taux de survie d'algues d'eau douce, tout en diminuant l'activité enzymatique des sols.

Enfin, quels modes de gestion des sols scellés (incluant leur descellement) permettent de maximiser leur rôle dans le service écosystémique de régulation du climat global ? En fonction des modes de gestion et du rythme de scellement et de descellement des sols, leur potentiel de stockage varie énormément sur 30 ans. Il apparaît que le principal potentiel de réduction des émissions de CO_2 provient du ralentissement voire de l'arrêt total de tout scellement de nouveaux sols, et qu'un large

potentiel de séquestration de carbone serait permis par la renaturation et en particulier l'afforestation de sols après descellement.

Summary

At an international scale, threats on soils are now acknowledged by states and scientific communities. Among them, soil sealing (or soil impermeabilization) designates the action of removing partly or totally uppers layers of the soil, and to replace them by an impermeable material used for new infrastructures. This action drastically reduces the exchanges of energy and matter inside the pedosphere and has strong negative effects on their capacity to deliver ecosystem services. The unsealing of sealed soils followed by their renaturation can enable the restoration of their ecological functions. Moreover, soils are object of an increasing attention for their ability to be atmospheric carbon sinks. They play a potential role in mitigating climate change. This thesis is at the interface between these both stakes, by means of studying the fate of carbon in sealed and unsealed soils. It aims to answer following questions:

What surface area do sealed soils cover, and what is their organic carbon stock, including sealing layer of their profile? Treatment of soil coverage spatialized data for France enabled to estimate at 12,409 km² the area covered by sealed soils. According to our estimates, 92 % of this surface area is covered with a bituminous material. Average organic carbon stock at 0-30 and 0-100 cm-depth are respectively estimated to 11.29 and 18 $kgC.m^{-2}$.

Can this bituminous organic carbon emit CO_2 under UV solar radiation? Fresh and used asphalt concretes have been submitted to artificial UV-A radiation under controlled conditions, and to natural radiation under semi-real conditions, inside airtight ageing chambers. The quantification of gas emitted over time showed a CO_2 production, narrowly depending on the irradiated power in UV-A. Measured emissions rank between 0.84 $mgCO_2.m^{-2}.h^{-1}$ (9 $\mu W.cm^{-2}$, used asphalt concrete) and 3.26 $mgCO_2.m^{-2}.h^{-1}$ (56 $\mu W.cm^{-2}$, new asphalt concrete). By extrapolating these emissions to metropolitan France, they represent annually emissions of 28,489 tCO_2.

Can organic carbon contained in bituminous materials from sealing layer be (bio)degraded if these latter are kept in place after unsealing operations? Incubations assays of asphalt concrete mixed with soils showed that only a little proportion of bituminous carbon seems to be degraded. Nevertheless, after one year buried in soils, asphalt pavement didn't show any increase in oxidized compounds. Fractions with lower molecular weight in bitumen (saturates and aromatics) are probably the most impacted in pedological context.

Can the biological compartment (plants and water) be affected by the presence of bituminous materials in soils? Ecotoxicological tests showed that asphalt concrete in soils slightly affects germination and growth of plants, whilst it doesn't have negative impact on survival of freshwater algae, but diminishes soil enzymatic activity.

Which management practices of sealed soils (including their unsealing) can maximize their role in the ecosystem service of climate change mitigation? Depending on management practices and intensity of the speed of soil sealing and unsealing operations, their storage potential varies a lot over 30 years. It appears that the main reduction potential for decreasing of CO_2 emissions comes from slowdown and even total stop of all sealing of natural soils. Moreover, a large carbon sequestration potential might be given by renaturation, particularly by afforestation following soil unsealing.