



**HAL**  
open science

## Evaluation du stock et de la stabilité du carbone organique dans les sols urbains

Aurélie Cambou

► **To cite this version:**

Aurélie Cambou. Evaluation du stock et de la stabilité du carbone organique dans les sols urbains. Sciences de la Terre. Agrocampus Ouest, 2018. Français. NNT : 2018NSARD086 . tel-02088714

**HAL Id: tel-02088714**

**<https://theses.hal.science/tel-02088714>**

Submitted on 3 Apr 2019

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

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

# THESE DE DOCTORAT DE

**AGROCAMPUS OUEST**  
COMUE UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

ECOLE DOCTORALE N° 600  
*Ecole doctorale Ecologie, Géosciences, Agronomie et Alimentation*  
Spécialité : *Sciences de la Terre et Environnement*

Par

**Aurélie CAMBOU**

**« Evaluation du stock et de la stabilité du carbone organique dans les sols urbains »**

Thèse présentée et soutenue à Agrocampus Ouest, le 29 novembre 2018

Unité de recherche : Unité Propre Environnement Physique de la Plante Horticole (EPHor), Agrocampus Ouest et Laboratoire Sols et Environnement (LSE), UMR 1120 Université de Lorraine-INRA

Thèse N° : 2018-25 – D-86

## **Rapporteurs avant soutenance :**

**Sophie CORNU** – Directrice de recherche INRA, CEREGE, Environnement Durable

**Martial BERNOUX** – Directeur de recherche IRD, FAO, Climate change division

## **Composition du Jury :**

### **Président**

**Claire CHENU** – Professeur AgroParisTech, UMR ECOSYS

### **Examineurs**

**Anne JAFFREZIC** – Maître de Conférences HDR, Agrocampus-Ouest, UMR SAS

**Antonio BISPO** – Ingénieur de Recherche, INRA Infosol

### **Co-directeurs de thèse**

**Laure VIDAL-BEAUDET** – Maître de Conférences HDR, Agrocampus Ouest, UP EPHor

**Christophe SCHWARTZ** – Professeur, Université de Lorraine, UMR LSE

### **Co-encadrant de thèse**

**Patrice CANNAVO** – Professeur, Agrocampus Ouest, UP EPHor

### **Invité**

**Isabelle FEIX** – Ingénieur, ADEME



N° ordre : 2018-25

N° série : D-86

Thèse AGROCAMPUS OUEST sous le label de l'Université de Bretagne Loire pour obtenir le grade de  
DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST

Spécialité : Sciences de la Terre et Environnement

Ecole Doctorale : Ecologie, Géosciences, Agronomie et Alimentation (EGAAL)

Laboratoire d'accueil : Unité Propre Environnement Physique de la Plante Horticole (EPHor)

d'Agrocampus-Ouest, campus d'Angers et Laboratoire Sols et Environnement (LSE), UMR 1120 Université  
de Lorraine-INRA, Vandœuvre-lès-Nancy

**CAMBOU AURELIE**

## **Evaluation du stock et de la stabilité du carbone organique dans les sols urbains**

Date de soutenance : 29 novembre 2018

Jury :

Sophie CORNU, Directrice de recherche Inra – CEREGE, Environnement Durable, Aix-en-Provence –  
Rapporteur

Martial BERNOUX, Directeur de recherche IRD – FAO, Climate change division, Rome – Rapporteur

Claire CHENU, Professeur AgroParisTech, UMR ECOSYS, Paris – Examineur

Anne JAFFREZIC, Maitre de Conférences HDR – Agrocampus-Ouest, UMR SAS, Rennes – Examineur

Antonio BISPO, Ingénieur de Recherche, INRA Infosol, Orléans – Examineur

Laure VIDAL-BEAUDET, Maitre de Conférences HDR – Agrocampus Ouest, UP EPHor, Angers – Co-  
directeur de thèse

Christophe SCHWARTZ, Professeur – Université de Lorraine, UMR LSE – Co-directeur de thèse

Patrice CANNAVO, Professeur – Agrocampus Ouest, UP EPHor, Angers – Co-encadrant de thèse

Isabelle FEIX, Ingénieur, ADEME, Angers – Membre invité







## REMERCIEMENTS

Ce travail de thèse a été une véritable chance dans ma vie, à la fois pour mon épanouissement professionnel à travers l'étude d'un sujet qui me tient à cœur, que j'ai vu naître, que j'ai fait grandir, et qui se trouve aujourd'hui abouti. Je pense que tout thésard a connu cette sensation de fierté, mélangée à l'appréhension du « que va-t-on en penser ? » et à cette tristesse que tout soit bientôt fini... Ces sentiments sont le fruit d'un épanouissement également personnel ; car la thèse, c'est aussi un travail sur soi, on apprend à se connaître à chaque instant, dans les moments de joie et dans les moments plus douloureux. Ce sont, en tout cas, des moments de partage, et il y a beaucoup de personnes que je souhaite remercier pour avoir parcouru ce voyage, ou en tout cas, un bout de chemin, avec moi.

D'abord, je souhaite remercier mes trois directeurs de thèse, qui m'ont prise sous leur aile et m'ont aidée à grandir au cours de travail : Laure VIDAL-BEAUDET, Christophe SCHWARTZ et Patrice CANNAVO. A tous ceux qui diraient que les réunions par Skype, ce n'est pas évident, j'ai toujours trouvé que notre équipe était efficace, les uns complétant les autres, de manière constructive. Laure, je te remercie de m'avoir suivie de près, je pense que tu as été aux premières loges pour me voir évoluer dans mon projet tout en m'accompagnant dans la bonne direction. Tu as toujours su être présente et me donner confiance en moi lorsque j'en manquais. Sans même avoir à te le dire, tu as perçu mes moments de doutes, et tu as toujours su me redonner l'entrain nécessaire. Et surtout, sans toi je suis presque sûre que je serais encore en train de compléter ma base de données, donc merci d'avoir su me dire « stop » ! Christophe, je te remercie aussi, car bien que tu sois très pris, et plutôt loin, tu as toujours pris le temps nécessaire pour nos réunions mensuelles ; tu as répondu à mes interrogations et tu m'as vue évoluer dans ma thèse (et sur le terrain, n'est-ce pas ?). Tu as été très présent dans mon cursus depuis la troisième année à l'ENSAIA ; et je te remercie pour ce chemin parcouru ensemble. Enfin Patrice, je te remercie, tu as été là pour m'accompagner et me guider. Tu as toujours été le premier à corriger mon travail et je te remercie de m'avoir toujours accueillie avec le sourire lorsque j'arrivais dans ton bureau (presque en courant) pour discuter de mes chapitres. Je vous remercie tous les trois, de m'avoir aidée à réaliser toutes ces collaborations dans la thèse, de m'avoir donné l'opportunité de travailler avec différentes équipes (jusqu'aux Etats-Unis), de m'avoir permis d'assister à différents congrès pendant lesquels j'ai pu faire connaître nos travaux, et de m'avoir encouragée à faire des communications orales. J'ai appris beaucoup grâce à vous.

Je souhaite également remercier les financeurs de cette thèse, la Région Pays de la Loire et l'ADEME, qui m'ont permis de participer à ce très beau projet. Je remercie particulièrement Isabelle FEIX, avec qui j'ai toujours eu beaucoup de plaisir à échanger sur mon travail.

Je souhaite remercier les membres de mon comité de thèse, Béatrice BECHET, René GUENON, Olivier DAMAS, Didier MICHOT, Delphine DERRIEN, pour m'avoir si bien aidée à chacun de nos comités, qui ont été si constructifs. Merci particulièrement à Delphine, qui m'a également beaucoup aidée dans le travail de modélisation, tous nos échanges ont été toujours très positifs et se sont toujours déroulés dans la bonne humeur.

Je souhaite également remercier les membres du jury qui ont accepté d'évaluer mon travail de thèse : Sophie CORNU, Martial BERNOUX, Claire CHENU, Anne JAFFREZIC et Antonio BISPO.

Merci également à Victor ALLORY, qui a passé six mois à mes côtés, lors de son stage de M2. J'ai eu une chance inouïe d'avoir un stagiaire comme toi, je t'ai d'ailleurs vu comme un collègue avec qui je pouvais discuter et débattre de mon travail de thèse. Tu as apporté des éléments nouveaux dans la vision que j'avais de mon projet, et j'ai eu tellement plaisir à apprendre en même temps que toi ! Alors, merci au meilleur des stagiaires !

Ensuite, j'ai en effet parlé de collaborations, et je souhaite remercier toutes les personnes concernées.

Merci à toutes les personnes que j'ai contactées pour la base de données et qui ont répondu favorablement : Julie MISSONNIER, qui a répondu si souvent à mes questions ; François NOLD et Marie-Laure MOUCHARD qui m'ont permis de travailler avec la base de données de Paris et qui ont également si souvent répondu à mes questions. Je remercie encore les autres personnes avec qui j'ai souvent échangé et qui ont dû prendre sur leur temps pour rassembler les données à nous envoyer (Luc BOLEVY, Antoine ILEF, Anne LECOEUCE, Bénédicte BARBOT, Guillaume FRESNEL, Bruno DUMORA, Caroline LOHOU, Christophe JOVENEUX, Laurent BRENKEL, Stéphanie GROSSET, Tatiana BOUVIN, Thérèse MACEL, et probablement d'autres encore). Je remercie également les personnes qui m'ont donné l'opportunité d'intervenir sur les sites d'étude ou qui m'ont envoyé des échantillons de sol : Dominique SARRAILH et Mélanie DESCHENE pour la ville de Marseille, Stéphane GAILLOT, pour la ville de Lyon, et plus généralement la Ville de Nantes et la Métropole du Grand Nancy.

Puis, sans aller plus loin que l'unité, je souhaite remercier Claudie MAZZEGA pour m'avoir tant aidée avec mes fumigations, pour s'être adaptée à mon emploi du temps particulièrement changeant, et la prévision de mes analyses plutôt tardives. Merci également à Yvette ROUSSEL d'avoir aidé Victor dans les mesures CHN, et d'avoir participé à la préparation de mes campagnes de terrain. Merci aussi à toutes les deux pour le tri des cailloux de chacun de mes échantillons. Je remercie également Dominique RENARD pour m'avoir accompagnée jusqu'à Marseille afin d'échantillonner des sols. Merci à Christophe DUCOMMUN pour avoir pris le temps de m'aider dans la description pédologique et pour avoir fait partie de mon comité de pilotage. Je souhaite également remercier Gilles HUNAULT pour toutes ces heures passées ensemble à parler de base de données et de statistiques. Je remercie Christine DURAND pour tout son travail, et pour avoir toujours pris le temps de m'écouter. Je remercie également Marie-Pierre LOUAGE, qui malgré tous les chemins remplis d'embûches que j'ai choisi d'emprunter d'un point de vue administratif, a toujours été là pour me remettre dans la bonne voie et toujours avec le sourire. Je remercie Michel DUBOIS, Gaëtan DECUISERIE et David REMOND pour l'impression du manuscrit et la préparation logistique de la soutenance et enfin Audrey LECLERC, qui m'a toujours aidée avec mes nombreux colis.

Au sein du LSE, je souhaite remercier Stéphanie OUVRARD qui m'a toujours accueillie lors de mes visites. Je remercie aussi Adeline BOUCHARD, qui a réalisé un travail de fractionnement si soigneux et une mise à disposition de résultats si bien présentée. Merci à Lucas CHARROIS pour toutes ces boulettes CHN faites dans le cadre de ma thèse, pour m'avoir aussi rendu service, lorsque je n'avais pas le temps de tout finir, ou lorsqu'il a fallu repasser des échantillons. Je remercie Aude AGUZOU pour les jolies photos de fractions grossières et pour m'avoir aidée dans mon travail au LSE.

A l'UMR Eco&Sols, je remercie Bernard BARTHES, qui me suit également depuis longtemps maintenant, tu restes le mentor de mon stage, et c'est toujours une joie de travailler et d'échanger avec toi. Je suis contente qu'on se retrouve encore aujourd'hui pour mener à bien des projets NIRS ou pour simplement parler de nous. Loin des yeux mais pas loin du cœur ! Merci à Patricia MOULIN d'être venue sur le terrain à Marseille, de nous avoir accueillis avec Victor à Montpellier et de nous avoir aidés pour l'acquisition et le traitement des spectres. Tu t'es démenée pour qu'on puisse faire de la spectro dans ma thèse, je t'en remercie beaucoup ! Et puis, je remercie Jean LARVY-DELARIVIERE pour le prêt des spectromètres.

A l'INRA INFOSOL d'Orléans, je remercie particulièrement Nicolas SABY qui m'a initiée au travail de géostatistiques, j'ai encore beaucoup de choses à apprendre, mais ça a été une belle découverte pour moi, j'ai vraiment adoré explorer ce nouveau domaine. J'espère pouvoir réaliser de nouvelles cartes, à l'avenir. Merci également à Dominique ARROUAYS, avec qui j'ai pu échanger sur le calcul du stock de carbone dans une base de données sans masse volumique !

A l'UMR Agroécologie de Dijon, je remercie Lionel RANJARD et Pierre-Alain MARON qui m'ont permis de travailler au sein de leur équipe pour répondre à ma grande question : « y a-t-il des

microorganismes dans les sols sous chaussée ? ». Merci à Vivi, qui m'a fait découvrir le travail de microbio au laboratoire, et qui m'a permis d'utiliser au moins une fois dans ma vie, une pipette multicanaux. Je te remercie donc de m'avoir formée à ce travail, bien que tu sois aussi débordée, sans toi, ça n'aurait pas été possible. Merci aussi à Charles qui a été mon coach au labo lorsque Vivi n'était pas là et qui m'a accueillie les bras ouverts dès le premier jour. Grâce à toi, je ne me suis jamais sentie seule pendant mes séjours à Dijon. Je remercie également Sébastien pour m'avoir permis de découvrir le travail immense de biostatistiques. Merci à Samuel pour m'avoir aiguillée dans mon travail statistique. Merci à Christopher et Battle pour m'avoir fait une place dans leur bureau, j'ai ainsi pu apprendre à connaître deux personnes au grand cœur. Je remercie plus généralement l'ensemble de l'équipe, qui m'a tout de suite très bien accueillie et au sein de laquelle on se sent bien dès qu'on en franchit la porte.

Enfin je remercie Brice et Jean-Noël pour m'avoir hébergée lors de mes escapades marseillaises.

Et puis, sans les amis et la famille si chers à mon cœur, je n'aurais jamais pu faire tout ce chemin. Je souhaite remercier Annabelle d'avoir été un pilier dans ma vie et dans ma thèse pendant ces trois ans, on a toujours pu échanger, libérer les tensions que l'on avait l'une ou l'autre du fait de nos thèses respectives ou de la vie de tous les jours. En quelques mots, tout allait mieux, c'est une chance d'avoir pu avancer ensemble.

Camille, Emna, vous avez été là pour moi dès le départ, notre amitié s'est forgée tellement vite. Il est des événements dans la vie qui peuvent rendre une amitié immuable ; la nôtre a commencé dans la joie, et est devenue incassable dans la douleur. J'ai toujours pu compter sur vous au cours de ma thèse et je ne vous en remercierai jamais assez ! Pour toutes nos soirées filles, nos matinées footing ou soirées sport, à échanger sur la thèse ou la vie en général, et pour cette complicité, je vous dis un grand merci ! Gaëtan, mon collègue de bureau qui est devenu un véritable ami, tu as toujours été là pour m'écouter, que ce soit pour me rassurer, pour répondre à mes innombrables questions sur les sols, pour nous plaindre ou rire ensemble, tu as été vraiment important pendant ces trois ans. Anne, ma collègue des sols urbains, le canard laquéé, tu m'as toujours impressionnée dans ton travail, et de ce fait, tu m'as toujours motivée à aller plus loin. Ces très nombreux appels et envois de mails aux organismes partenaires nous ont permis de créer une base de données mais aussi une belle amitié. Je remercie aussi Louise, que j'ai appris à connaître depuis son arrivée dans le bureau, et Ryad, pour avoir partagé mon quotidien du bureau tous les jours, vous avez vu mes hauts et bas de la fin de thèse et vous avez toujours su mettre de la gaieté dans le bureau. Merci beaucoup pour votre écoute et votre patience. Je remercie finalement Eric, Fédé, Gaëlle, Florent, Quentin pour ces moments passés ensemble. Je remercie Amandine, Esther (on restera toujours les trois mousquetaires), Ernest, Diane et Ray, car même sans se voir souvent, on a toujours su se donner des nouvelles, merci à Léo d'être souvent venu me voir, et puis à tous les copains de l'ENSAIA avec qui j'ai pu passer du temps pendant ces trois ans et même avant : Vaness et Nathan qui m'ont toujours invitée à Rennes, Ambre et Damien qui sont venus me rendre visite, Math avec qui les nouvelles sont rares mais efficaces et tous les autres. Je remercie Benji, de m'avoir accompagnée pendant ces trois années, de m'avoir écoutée et de m'avoir aidée à prendre confiance en moi.

Finalement, la famille, mon plus grand point de repère. D'abord, Maman, tu es ma perle, tu as toujours été là, que ce soit pour les bons ou les mauvais moments. Merci également à mon papa et à ma grande sœur car là encore, vous avez toujours su me donner de l'élan. Merci aussi à Cédric qui m'a toujours encouragée. Merci enfin à Isa, Mamie, Papi, qui ont toujours été là pour moi.

Merci aux personnes qui ont relu mon manuscrit à la toute dernière minute, Annabelle, Anne et Cédric, Maman, Louise, Papa.

Finalement, c'est avec émotion que je remercie Florent, qui n'est plus là mais qui restera toujours gravé dans nos cœurs.

**Comme quoi, les sols urbains, ça apporte bien plus qu'on ne pourrait le penser ! Merci à tous.**



---

# Table des matières

---

<b>LISTE DES ABREVIATIONS.....</b>	<b>IX</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX .....</b>	<b>XI</b>
<b>LISTE DES FIGURES.....</b>	<b>XIII</b>
<b>LISTE DES ANNEXES .....</b>	<b>XVII</b>
<b>LISTE DES EQUATIONS .....</b>	<b>XX</b>
<b>GLOSSAIRE .....</b>	<b>XXI</b>
<b>PREAMBULE .....</b>	<b>XXIII</b>
<b>INTRODUCTION GENERALE .....</b>	<b>1</b>
<b>CHAPITRE 1. ETAT DE L'ART.....</b>	<b>5</b>
<b>1.1. LES SOLS COMME LEVIERS POUR LA LIMITATION DU CHANGEMENT CLIMATIQUE : MOMENTS HISTORIQUES ....</b>	<b>6</b>
<b>1.2. LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES RENDUS PAR LES SOLS .....</b>	<b>8</b>
<b>1.3. LE CARBONE ORGANIQUE DES SOLS ET SON INFLUENCE DANS LE BILAN DE GAZ A EFFET DE SERRE.....</b>	<b>9</b>
1.3.1. LE RESERVOIR « SOL ».....	9
1.3.2. FLUX DE CARBONE ENTRE LES DIFFERENTS RESERVOIRS, A L'ECHELLE GLOBALE .....	10
1.3.3. MATIERES ORGANIQUES ET CARBONE ORGANIQUE : COMMENT LES DEFINIR ? .....	11
<b>1.4. DYNAMIQUE DU CARBONE ORGANIQUE DES SOLS ET PROCESSUS DE STABILISATION.....</b>	<b>12</b>
1.4.1. CYCLE BIOGEOCHIMIQUE DU CARBONE ORGANIQUE .....	12
1.4.2. LES DIFFERENTS RESERVOIRS DU CARBONE ORGANIQUE DU SOL ET LES PROCESSUS DE STABILISATION DU CARBONE ORGANIQUE .....	13
<b>1.5. STOCKAGE DE CARBONE ORGANIQUE : INFLUENCE DES FACTEURS NATURELS.....</b>	<b>17</b>
1.5.1. CLIMAT : TEMPERATURE DE L'AIR.....	17
1.5.2. CLIMAT : PLUVIOMETRIE.....	18
1.5.3. PROPRIETES DU SOL.....	18
1.5.4. VEGETATION .....	20
1.5.5. MODE D'OCCUPATION DES SOLS.....	21
<b>1.6. LES CARACTERISTIQUES DU MILIEU URBAIN .....</b>	<b>22</b>
1.6.1. LE PHENOMENE D'ARTIFICIALISATION EN LIEN AVEC UNE DEMOGRAPHIE URBAINE EN PLEINE EXPANSION .....	23
1.6.2. LES SOLS URBAINS : DEFINITION .....	24
1.6.3. LA CLASSIFICATION DES SOLS URBAINS .....	25
1.6.4. LES PROPRIETES DES SOLS URBAINS .....	27
1.6.5. UN MANQUE DE CONSIDERATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES RENDUS PAR LES SOLS URBAINS.....	28
<b>1.7. BILAN CARBONE EN MILIEU URBAIN .....</b>	<b>29</b>
1.7.1. EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE DANS LES MILIEUX URBAINS.....	29
1.7.2. STOCKS ET STOCKAGE DE CARBONE ORGANIQUE DANS LES SOLS URBAINS.....	30

1.7.3.	LES FACTEURS LIES AU CONTEXTE URBAIN INFLUENÇANT LE COS .....	30
<b>1.8.</b>	<b>PROCOLES LIES A L'ÉVALUATION DU STOCK DE CARBONE ORGANIQUE ET DU POTENTIEL DE STOCKAGE .....</b>	<b>33</b>
1.8.1.	METHODE CONVENTIONNELLE DE CALCUL DU STOCK.....	33
1.8.2.	PREDICTION DU STOCK PAR SPECTROSCOPIE VISIBLE ET PROCHE INFRAROUGE (VNIRS) .....	35
1.8.3.	METHODE DE FRACTIONNEMENT DE LA MATIERE ORGANIQUE DU SOL.....	36
1.8.4.	METHODE DE SUIVI DES COMMUNAUTES MICROBIENNES.....	37
1.8.5.	DETERMINATION DU POTENTIEL DE STOCKAGE DE CARBONE DES SOLS .....	38
1.8.6.	MODELISATION DE LA DYNAMIQUE DE CARBONE ORGANIQUE DANS LES SOLS .....	39
<b>1.9.</b>	<b>VERROUS, OBJECTIFS, DEMARCHE DE LA THESE .....</b>	<b>43</b>
1.9.1.	VERROUS SCIENTIFIQUES ET OBJECTIFS.....	44
1.9.2.	DEMARCHE ADOPTEE.....	46

## **CHAPITRE 2. .... 49**

### **ESTIMATION DU STOCK DE CARBONE ORGANIQUE ET DES FACTEURS INFLUENÇANT SA REPARTITION, A L'ÉCHELLE DE LA VILLE ..... 49**

<b>2.1.</b>	<b>COLLECTE DE DONNEES ET CONSTRUCTION D'UNE BASE DE DONNEES .....</b>	<b>52</b>
2.1.1.	BASE DE DONNEES A L'ÉCHELLE DE LA FRANCE.....	52
2.1.2.	CONFRONTATION AVEC LA BASE DE DONNEES CONSTRUITE POUR LES SOLS DE NEW YORK .....	62
<b>2.2.</b>	<b>MATERIELS ET METHODES POUR L'ÉTUDE DU STOCK DE CARBONE DE NEW YORK ET DE LA METROPOLE DU GRAND PARIS.....</b>	<b>64</b>
2.2.1.	PRESENTATION DE LA VILLE DE NEW YORK ET DE LA METROPOLE DU GRAND PARIS.....	64
2.2.2.	SELECTION D'ÉCHANTILLONS ET TRAITEMENT DE LA BASE DE DONNEES .....	67
2.2.3.	METHODES D'ANALYSES DES ÉCHANTILLONS DANS LES DEUX VILLES .....	70
2.2.4.	ESTIMATION DU STOCK ET DE LA MASSE DE CARBONE ORGANIQUE.....	71
2.2.5.	SELECTION DE COVARIABLES ET ANALYSES STATISTIQUES .....	74
2.2.6.	MODELISATION GEOSTATISTIQUE POUR L'ÉTUDE DU STOCK DE CARBONE DANS LES SOLS DE PARIS INTRA-MUROS	78
<b>2.3.</b>	<b>COMPARAISON DU STOCK DE CARBONE ORGANIQUE ENTRE DEUX METROPOLES : NEW YORK CITY ET METROPOLE DU GRAND PARIS .....</b>	<b>80</b>
2.3.1.	COMPARAISON DES TENEURS EN CARBONE ORGANIQUE DANS LES SOLS.....	80
2.3.2.	COMPARAISON DU STOCK DE CARBONE ORGANIQUE ENTRE LES SOLS OUVERTS DES DEUX METROPOLES .....	81
2.3.3.	ÉTUDE DES FACTEURS INFLUENÇANT LE STOCK DE CARBONE DANS LES SOLS OUVERTS DES DEUX METROPOLES	84
2.3.4.	MASSE DE CARBONE ORGANIQUE DANS LES SOLS OUVERTS, A L'ÉCHELLE DES DEUX VILLES .....	87
2.3.5.	ESTIMATION DU STOCK ET DE LA MASSE DE CARBONE ORGANIQUE A L'ÉCHELLE DES DEUX METROPOLES, DANS LES SOLS SCÉLLES.....	88
<b>2.4.</b>	<b>REPARTITION ET ÉVOLUTION DU STOCK DE CARBONE ORGANIQUE DANS LES SOLS OUVERTS DE PARIS INTRA-MUROS .....</b>	<b>89</b>
2.4.1.	VARIATION SPATIALE DU STOCK DE CARBONE ORGANIQUE DANS PARIS INTRA-MUROS .....	89
2.4.2.	VARIATION TEMPORELLE DU STOCK DE CARBONE ORGANIQUE DU SOL DEPUIS 1993.....	98
<b>2.5.</b>	<b>DISCUSSION DES RESULTATS.....</b>	<b>101</b>
2.5.1.	COMPARAISON DES TENEURS ET STOCKS ENTRE LA METROPOLE DU GRAND PARIS ET NEW YORK .....	101
2.5.2.	CONTRIBUTION DES SOLS URBAINS AU STOCK GLOBAL DE CARBONE .....	104
2.5.3.	ÉTUDE APPROFONDIE DES FACTEURS D'INFLUENCE DE LA REPARTITION DU STOCK ACTUEL DE CARBONE ORGANIQUE : PARIS INTRA-MUROS .....	106
2.5.4.	ÉVOLUTION DES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DEPUIS 1993 .....	111
2.5.5.	LIMITES DE LA METHODE ET PERSPECTIVES.....	113

<b>2.6. SYNTHÈSE DU CHAPITRE .....</b>	<b>116</b>
--	------------

<b>CHAPITRE 3. ....</b>	<b>119</b>
-------------------------	------------

<b>ETUDE DU CARBONE ORGANIQUE A L'ECHELLE DU PROFIL DE SOL, DANS DIFFERENTES VILLES FRANÇAISES .....</b>	<b>119</b>
--	------------

<b>3.1. METHODES D'ECHANTILLONNAGE ET D'ANALYSES A L'ECHELLE DU PROFIL DE SOL POUR DIFFERENTES VILLES ET POUR DIFFERENTS TYPES D'USAGES .....</b>	<b>122</b>
3.1.1. DESCRIPTION DES ZONES D'ETUDE.....	122
3.1.2. SITES D'ETUDE.....	126
3.1.3. METHODES D'ECHANTILLONNAGE.....	128
3.1.4. METHODES D'ANALYSES CONVENTIONNELLES .....	130
3.1.5. METHODES D'ACQUISITION ET D'ANALYSE SPECTRALES.....	136
3.1.6. ANALYSES STATISTIQUES.....	138
<b>3.2. STOCK DE CARBONE ORGANIQUE DETERMINE DE MANIERE CONVENTIONNELLE .....</b>	<b>140</b>
3.2.1. TENEUR EN CARBONE ORGANIQUE ET MASSE VOLUMIQUE APPARENTE .....	140
3.2.2. STOCK DE CARBONE ORGANIQUE .....	143
<b>3.3. STOCK DE CARBONE ORGANIQUE ESTIME PAR SPECTROSCOPIE VISIBLE ET PROCHE INFRAROUGE .....</b>	<b>150</b>
3.3.1. PREDICTION DES TENEURS ET STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE, A L'ECHELLE DE L'ECHANTILLON.....	150
3.3.2. PREDICTION DE SCOS A L'ECHELLE DE L'HORIZON ET DU PROFIL DE SOL.....	152
<b>3.4. STABILITE DU CARBONE ORGANIQUE A L'ECHELLE DU PROFIL DE SOL .....</b>	<b>153</b>
<b>3.5. DEFICIT DE CARBONE .....</b>	<b>157</b>
<b>3.6. BIOMASSE ET DIVERSITE MICROBIENNES A L'ECHELLE DU PROFIL DE SOL .....</b>	<b>158</b>
3.6.1. BIOMASSE ET DENSITE MICROBIENNE.....	158
3.6.2. DIVERSITE MICROBIENNE .....	165
<b>3.7. DISCUSSION DES RESULTATS.....</b>	<b>169</b>
<b>3.8. SYNTHÈSE DU CHAPITRE .....</b>	<b>184</b>

<b>CHAPITRE 4. ....</b>	<b>185</b>
-------------------------	------------

<b>MODELISATION DE LA DYNAMIQUE DU CARBONE ORGANIQUE DANS LES SOLS URBAINS .....</b>	<b>185</b>
--	------------

<b>4.1. METHODE ADOPTEE.....</b>	<b>187</b>
4.1.1. LE MODELE ROTH C.....	187
4.1.2. LES HYPOTHESES TESTEES .....	190
<b>4.2. RESULTATS DU MODELE ROTH C .....</b>	<b>192</b>
<b>4.3. DISCUSSION DES RESULTATS DU MODELE ROTH C.....</b>	<b>193</b>
<b>4.4. PROPOSITION D'UN MODELE CONCEPTUEL DE LA DYNAMIQUE DU CARBONE DANS LES SOLS URBAINS .....</b>	<b>195</b>
<b>4.5. SYNTHÈSE DU CHAPITRE .....</b>	<b>199</b>

<b>DISCUSSION GENERALE .....</b>	<b>201</b>
----------------------------------	------------

<b>5.1. APPORTS SCIENTIFIQUES DES TRAVAUX POUR AMELIORER LES CONNAISSANCES SUR LE STOCK DE CARBONE ORGANIQUE DANS LES SOLS URBAINS .....</b>	<b>204</b>
5.1.1. DISTRIBUTION SPATIALE DU STOCK DE CARBONE ORGANIQUE URBAIN, A UN INSTANT T .....	204

5.1.2.	LES SOLS URBAINS : PUIITS OU SOURCES DE CO <sub>2</sub> ?.....	210
5.1.3.	VERS UN « 4 POUR 1000 » URBAIN ?.....	212
<b>5.2.</b>	<b>GESTION DURABLE DES VILLES POUR OPTIMISER LE STOCKAGE DE CARBONE ORGANIQUE A LONG TERME ....</b>	<b>213</b>
5.2.1.	LES EFFORTS DES VILLES POUR MIEUX GERER LES SOLS .....	213
5.2.2.	MISE EN PLACE DES SITES URBAINS.....	214
5.2.3.	GESTION DES SITES URBAINS POUR UN STOCK OPTIMAL .....	214
<b>5.3.</b>	<b>DONNEES RECOLTEES PAR LES ORGANISMES : ATOUTS ET LACUNES POUR UN USAGE SCIENTIFIQUE.....</b>	<b>215</b>
<b>CONCLUSION GENERALE .....</b>		<b>217</b>
<b>REFERENCES.....</b>		<b>221</b>
<b>ANNEXES.....</b>		<b>235</b>
<b>RÉSUMÉ .....</b>		<b>294</b>
<b>ABSTRACT .....</b>		<b>294</b>

## Liste des abréviations

$\delta_{>2\text{mm}}$ v/v	Teneur volumique en éléments grossiers (> 2 mm)
$\delta_{>2\text{mm}}$ w/w	Teneur massique en éléments grossiers (> 2 mm)
v	Paramètre Matérn
actCaCO <sub>3</sub>	Teneur en carbonates actifs dans le sol
BIO	<i>Biomass</i> (Modèle RothC)
C <sub>0</sub>	Variance de la pépité
C <sub>1</sub>	Variance structurelle dans la gamme totale
Ca	Teneur en Ca <sup>2+</sup>
CCIS	Teneur en carbone inorganique du sol
CCOS	Teneur en carbone organique du sol
CCOS <sub>def</sub>	Déficit de la teneur en carbone organique du sol (fraction 0-20 μm)
CCOS <sub>sat</sub>	Teneur en carbone organique du sol (fraction 0-20 μm) à saturation
CCTP	Cahiers des clauses techniques particulières
CESP	Erreurs standardisées de prédiction au carré
CIS	Carbone inorganique du sol
COP	Conférence des Parties
COS	Carbone organique du sol
Cu <sub>DTPA</sub>	Teneur en cuivre extrait au DTPA
CV	Coefficient de variation
DPM	<i>Decomposable plant material</i> (Modèle RothC)
eq CO <sub>2</sub>	Equivalent CO <sub>2</sub>
EV+	Sols d'espaces verts entretenus
EV-	Sols d'espaces verts non entretenus
Fe <sub>DTPA</sub>	Teneur en fer extrait au DTPA
Fraction>2mm	Teneur massique en éléments grossiers (> 2 mm)
GES	Gaz à effet de serre
GBM	<i>Generalized Boosted regression Models</i>
HAHT	<i>Human-Altered and Human-Transported</i>
HAHT < 10%	Remblais limoneux à faible teneur en artefacts dans la ville de New York
HAHT artefacts	Déchets de construction ou artefacts dans la ville de New York
HAHT charbons	Cendres de combustion de charbon (ville de New York)
HAHT dragage	Matériaux de dragage
Hp	Humidité massique
HUM	<i>Humus</i> (Modèle RothC)
I	Influence relative
IC	Intervalle de confiance
IOM	<i>Inert organic matter</i> (Modèle RothC)
K	Teneur en K <sup>+</sup>
LASSO	<i>Least Absolute Shrinkage and Selection Operator</i>
lm	Régression linéaire multiple
MCOS	Masse de carbone organique dans les sols
Mg	Teneur en Mg <sup>2+</sup>
Mg <sub>Moy</sub>	Teneur en Mg <sup>2+</sup> du sol moyennée par coordonnées (Paris)
MGP	Métropole du Grand Paris
Mn <sub>DTPA</sub>	Teneur en manganèse extrait au DTPA
MOP	Matières organiques particulières
MOS	Matières organiques du sol
MPE	<i>Mean prediction error</i>
M <sub>v</sub>	Masse volumique apparente de la terre fine

Na	Teneur en Na <sup>+</sup>
ND	Naturellement déposé
NDSI	<i>Normalized Difference Soil Index</i>
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NRCS	<i>National Cooperative Soil Survey</i>
NYC	Ville de New York
P <sub>DYER</sub>	Teneur en phosphore disponible (méthode Dyer)
P <sub>JH</sub>	Teneur en phosphore disponible (méthode Joret-Hébert)
P <sub>OLSEN</sub>	Teneur en phosphore disponible (méthode Olsen)
pH <sub>Moy</sub>	pH du sol moyenné par coordonnées (Paris)
PTF	Fonction de pédotransfert
OTU	<i>Operational Taxonomic Unit</i>
R <sup>2</sup>	Coefficient de détermination
R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	Coefficient de détermination ajusté
RMSPÉ	<i>Root Mean Square Prediction Error</i>
RPD	<i>Ratio of Performance to Deviation</i>
RPD <sub>val</sub>	<i>Ratio of Performance to Deviation</i> de la validation externe
RPM	<i>Resistant plant material</i> (Modèle RothC)
Sable <sub>Moy</sub>	Teneur en sables du sol moyennée par coordonnées (Paris)
SCOS	Stock de carbone organique du sol
SCOS <sub>Moy</sub>	Stock de carbone organique du sol moyenné par coordonnées (Paris)
SCOS <sub>def</sub>	Déficit du stock de carbone organique du sol (fraction 0-20 µm)
SCOS <sub>sat</sub>	Stock de carbone organique du sol (fraction 0-20 µm) à saturation
TMR	Temps moyen de résidence
totC	Teneur en carbone total dans le sol
totCaCO <sub>3</sub>	Teneur en carbonates totaux dans le sol
totN	Teneur en azote total dans le sol
totN <sub>Moy</sub>	Teneur en azote total du sol moyennée par coordonnées (Paris)
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
VNIR	Visible et proche infrarouge
VNIRS	Spectroscopie visible et proche infrarouge
Zn <sub>DTPA</sub>	Teneur en zinc extrait au DTPA

## Liste des tableaux

Tableau 1. Les différentes méthodes de calcul du stock de carbone organique de la terre fine (SCOS ; $\text{kgC.m}^{-2}$ ).....	34
Tableau 2. Bilan des villes ou régions étudiées, des organismes partenaires, du nombre d'échantillons exploitables dans la base de données et du mode d'occupation associé aux sols étudiés.....	54
Tableau 3. Codification des types d'usage des sols présents dans la base de données adaptée de la typologie de l'AITF (Association des Ingénieurs Territoriaux de France ; Micand, 2011).....	55
Tableau 4. Codification des types de couverts des sols présents dans la base de données .....	56
Tableau 5. Codification du niveau de gestion des sites dans la base de données .....	56
Tableau 6. Codification de la taille des sites étudiés dans la base de données .....	56
Tableau 7. Codification de l'âge des sites étudiés dans la base de données.....	57
Tableau 8. Bilan des teneurs en carbone organique (CCOS, $\text{gC.kg}^{-1}$ ) et des masses volumiques apparentes de la terre fine ( $M_v$ ; $\text{g.cm}^{-3}$ ) dans les sous-populations d'étalonnage et de validation, incluant les échantillons analysés par horizon dans les jeux de données de NYC 0-30 cm et NYC 30-100cm.....	73
Tableau 9. Description des paramètres intrinsèques au sol, dans les sous-populations d'étalonnage et de validation du jeu de données nettoyé (sans valeurs aberrantes ; la variable aléatoire est également décrite).....	78
Tableau 10. Teneurs en carbone organique (CCOS ; $\text{gC.kg}^{-1}$ ) dans les sols de la MGP 0-30 cm, NYC 0-30 cm et NYC 30-100 cm .....	80
Tableau 11. Fonctions de pédotransfert développées dans cette étude pour estimer la masse volumique apparente de la terre fine ( $M_v$ ; $\text{g.cm}^{-3}$ ).....	81
Tableau 12. Concentrations, stocks et masses de carbone organique du sol (CCOS, $\text{gC.kg}^{-1}$ ; SCOS, $\text{kgC.m}^{-2}$ ; MCOS, TgC, respectivement) dans les sols scellés de la MGP, NYC (0-30 cm) et NYC (30-100 cm).....	88
Tableau 13. Stocks de carbone organique du sol (SCOS, $\text{kgC.m}^{-2}$ ) étudiés pour chaque facteur environnemental de la base de données de Paris, entre 0-30 cm de profondeur, pour la période P2 2008-2016.....	90
Tableau 14. Bilan des régressions testées sur le jeu de données centré réduit, incluant ou non les valeurs aberrantes (jeu de données total vs. nettoyé).....	93
Tableau 15. Statistiques de validation croisée obtenues avec le modèle de Matérn pour chaque paramètre de sol (moyenné par coordonnées). .....	97
Tableau 16. Description des sites d'étude dans les villes de Marseille, Nancy et Nantes.....	127
Tableau 17. Présentation des profils décrits, échantillonnés et analysés pour les différents paramètres. ....	129
Tableau 18. Description des teneurs en carbone organique (CCOS, $\text{gC.kg}^{-1}$ ) et des masses volumiques de la terre fine ( $M_v$ , $\text{g.cm}^{-3}$ ), mesurées dans tous les horizons de sol étudiés entre i) 0-30 cm de profondeur ; ii) 30-100 cm de profondeur, pour chaque site d'étude.....	142
Tableau 19. Performance de la prédiction de SCOS à partir des spectres acquis in situ et au laboratoire, pour chaque méthode conventionnelle de calcul de SCOS .....	151
Tableau 20. Résultats de prédictions de SCOS à l'échelle de l'horizon et du profil de sol ( $\text{kgC.m}^{-2}$ ) sur le sous-ensemble de validation, à partir des spectres acquis in situ et au laboratoire (SCOS calculés avec Eq. 4).....	152

<b>Tableau 21. Masse de sol et teneurs en carbone organique (CCOS, par fraction, gC.kg<sup>-1</sup> fr. et dans le sol, gC.kg<sup>-1</sup> sol), pour chaque fraction granulométrique de la MOS, dans les deux groupes EV+ 0-44 cm et Scellé &amp; EV+ &gt;44 cm ; puis, par ville pour le premier groupe et par type d'usage pour le second. ....</b>	<b>155</b>
<b>Tableau 22. Description pour chaque site d'étude, respectivement entre 0-30 et 30-100 cm de profondeur, de la teneur en carbone organique à saturation dans la fraction 0-20 µm (selon la formule d'Hassink, 1997 ; CCOS<sub>sat</sub>), des teneurs en argiles et limons fin (nécessaires au calcul de CCOS<sub>sat</sub>), de la teneur en carbone organique réel dans la fraction 0-20 µm. Pour chaque site, présentation i) du déficit de carbone dans la fraction 0-20 µm (CCOS<sub>def</sub>), calculé comme la différence entre CCOS<sub>sat</sub> et CCOS<sub>réel</sub>, ii) du pourcentage de saturation et iii) du déficit du stock de carbone organique (SCOS<sub>def</sub>, calculé en utilisant Eq. 4, à partir de CCOS<sub>def</sub>). ....</b>	<b>157</b>
<b>Tableau 23. Description des richesses, indices de Shannon, de Simpson et d'Evenness pour les communautés bactériennes et fongiques de chaque site d'étude, rangés par degré d'anthropisation croissant.....</b>	<b>166</b>
<b>Tableau 24. Description des paramètres nécessaires à la modélisation de la dynamique du carbone organique à partir du modèle RothC, dans les deux sols moyens EV+ et scellé (0-30 cm de profondeur).....</b>	<b>189</b>
<b>Tableau 25. Choix du paramétrage pour initialiser le modèle RothC sur le sol moyen EV+ sous pelouse et le sol moyen scellé, à 0-30 cm de profondeur. ....</b>	<b>190</b>
<b>Tableau 26. Présentation des hypothèses pour chaque sol moyen, et des modifications du modèle RothC, en lien avec ces hypothèses. ....</b>	<b>192</b>
<b>Tableau 27. Résultats des simulations du modèle RothC, sur le sol moyen d'espaces verts entretenus EV+ (0-30 cm de profondeur), pour chaque hypothèse. ....</b>	<b>192</b>
<b>Tableau 28. Résultats des simulations du modèle RothC, sur le sol moyen scellé (0-30 cm de profondeur), pour chaque hypothèse.....</b>	<b>193</b>

## Liste des figures

Figure 1. Concentration atmosphérique des gaz à effet de serre de l'année 0 à l'année 2005 : .....	6
Figure 2. Services écosystémiques rendus par les sols et les composantes du bien-être humain associées, en fonction des propriétés du sol.....	9
Figure 3. Taille moyenne des puits de carbone (GtC) et flux associés (GtC.an <sup>-1</sup> ) entre 2005 et 2014 .....	10
Figure 4. Rôle du carbone organique du sol dans la multifonctionnalité des sols .....	12
Figure 5. Cycle du carbone du sol.....	13
Figure 6. Schéma conceptuel de la dynamique de carbone organique .....	17
Figure 7. Stock de carbone organique estimé pour différents modes d'occupation des sols .....	21
Figure 8. Stock de carbone organique dans les sols à l'échelle mondiale.....	22
Figure 9. Occupation physique du territoire en 2014, en France métropolitaine.....	24
Figure 10. Découpage des aires urbaines et unités urbaines selon l'INSEE .....	25
Figure 11. Cycle des eaux pluviales dans les sols ouverts, sous couvert végétal, et dans les sols scellés .....	28
Figure 12. Diagramme conceptuel reliant les propriétés du sol et les services écosystémiques rendus par les sols urbains répondant au bien-être humain .....	29
Figure 13. Cinétique du carbone organique dans le sol (COS) dans les différentes fractions granulodensimétriques dans une culture de maïs mise en place depuis 35 ans après déboisement d'une forêt.....	37
Figure 14. Structure du modèle RothC .....	41
Figure 15. Bilan des méthodes permettant d'étudier le stock de carbone organique (SCOS) et de prédire sa stabilité à long terme dans le sol. ....	43
Figure 16. Structuration de la thèse autour de trois questions scientifiques majeures en lien avec la capacité des sols urbains à stocker du carbone .....	47
Figure 17. Démarche adoptée dans le chapitre 2.....	50
Figure 18. Bilan des effectifs des 1) organismes contactés, 2) réponses totales ( <i>i.e.</i> les organismes ont répondu à notre requête, mais une communication de données n'était pas forcément possible), 3) réponses positives (il s'agit des organismes qui avaient des données et qui étaient prêts à nous les communiquer). ....	52
Figure 19. Effectifs des données de description des sols pour chaque paramètre étudié par les organismes partenaires. En (A), sont représentés tous les paramètres renseignés pour au moins 15 % de la population totale (qui contient 9 651 échantillons). En (B) se trouvent les paramètres renseignés pour moins de 15 % de la population totale. Les variables soulignées sont nécessaires au calcul du stock de carbone organique (SCOS). ....	58
Figure 20. Bilan de la profondeur et de l'épaisseur de toutes les couches échantillonnées pour chaque profil de sol considéré dans les 100 premiers cm de sol. ....	59
Figure 21. Normes ou méthodes utilisées dans la base de données pour la détermination de la teneur en carbone organique dans le sol. ....	60
Figure 22. Types d'usage étudiés dans les villes de la base de données, représentées par plus de 15 échantillons.....	61
Figure 23. Types d'usage étudiés dans les villes de la base de données, représentés par plus de 15 échantillons, qui ont été prélevés à une profondeur connue, inférieure à 100 cm de profondeur. ....	62

<b>Figure 24. Sites échantillonnés dans la MGP (Métropole du Grand Paris ; partie gauche) et à New York (NYC ; partie droite).</b> .....	69
<b>Figure 25. Les arrondissements de Paris intra-muros.</b> .....	75
<b>Figure 26. Cartographie des points de Paris intra-muros pour lesquels <math>SCOS_{Moy}</math> a été calculé pendant les périodes P1 (1993-2007 ; partie gauche) et P2 (2008-2016 ; partie droite).</b> .....	79
<b>Figure 27. Masses volumiques apparentes de la terre fine (<math>M_v</math>) prédites vs. mesurées dans la couche 0-30 cm (première ligne) et dans la couche 30-100 cm (deuxième ligne) des sols de New York, obtenues en utilisant les deux meilleures fonctions de pédotransfert testées (Modèles A et B).</b> .....	82
<b>Figure 28. Répartition des stocks de carbone organique du sol (SCOS ; partie gauche) et de la masse volumique apparente de la terre fine (<math>M_v</math> ; partie droite) dans les sols ouverts, dans les trois ensembles de données : MGP 0-30 cm, NYC 0-30 cm et NYC 30-100 cm (échelle logarithmique).</b> .....	83
<b>Figure 29. Répartition des stocks de carbone organique du sol (SCOS) en fonction des facteurs étudiés au sein de la Métropole du Grand Paris (MGP) : type d'usage et localisation géographique.</b> .....	85
<b>Figure 30. Stocks de carbone organique du sol (SCOS) à New York (NYC) entre 0 et 30 cm de profondeur selon les types de matériaux parents (partie gauche) et les types d'usage (partie droite).</b> .....	86
<b>Figure 31. Masse de carbone organique (MCOS ; <math>TgC = 10^9</math> kgC) calculée dans les sols ouverts de la MGP (0-30 cm), NYC 0-30 cm et NYC 30-100 cm (couleur verte unie).</b> .....	87
<b>Figure 32. Répartition des stocks de carbone organique du sol (SCOS) dans la base de données de la ville de Paris selon les matériaux de construction (matériau HAHT) utilisés historiquement.</b> .....	92
<b>Figure 33. Résultats des modèles GBM (haut) et Cubist (bas) pour la description du stock de carbone organique (SCOS ; <math>kgC.m^{-2}</math>) à partir des covariables (dont la concentration en azote, totN) sélectionnées à partir de la régression pas à pas ascendante sur le jeu de données nettoyé et centré réduit.</b> .....	95
<b>Figure 34. Résultats des modèles GBM (haut) et Cubist (bas) pour la description du stock de carbone organique (SCOS ; <math>kgC.m^{-2}</math>) à partir des covariables (sans la concentration en azote, totN) sélectionnées à partir de la régression pas à pas ascendante sur le jeu de données nettoyé et centré réduit.</b> .....	96
<b>Figure 35. Cartes de krigeage du stock de carbone organique du sol (SCOS, <math>kgC.m^{-2}</math>), de la teneur totale en azote du sol (totN, <math>g.kg^{-1}</math>), de la teneur en magnésium (Mg, <math>g.kg^{-1}</math>), du pH et de la teneur en sable (Sable, <math>g.kg^{-1}</math>) dans Paris intra-muros, pour la période 2008-2016 (P2).</b> .....	98
<b>Figure 36. Stocks de carbone organique du sol (SCOS) de la base de données de Paris intra-muros distingués selon la période étudiée (P1 = 1993-2007 et P2 = 2008-2016), sous trois types de couvert, <i>i.e.</i>, massifs horticoles (horti), pelouses et arbres, et en fonction des trois types de substrats (agricole, maraîcher, autre).</b> .....	99
<b>Figure 37. Cartes obtenues grâce au modèle géostatistique du stock de carbone organique (SCOS ; <math>kgC.m^{-2}</math>) pendant la période P1 (1993-2007 ; partie haute) et de la différence du SCOS (Delta SCOS) entre les périodes P1 et P2 (1993-2007 vs. 2008-2016 ; partie basse), dans Paris intra-muros.</b> .....	100
<b>Figure 38. Carte de la répartition des espaces verts de Paris intra-muros, en fonction de leur taille (plus grand ou plus petit que 5 ha ; partie haute), et carte krigée du stock de carbone organique du sol (SCOS, <math>kgC.m^{-2}</math>) sur la période 2008-2016, sur laquelle les plus grands espaces verts sont représentés (<math>&gt; 5</math> ha, partie basse).</b> .....	111

<b>Figure 39. Synthèse du travail réalisé dans le chapitre 2 : « Estimation du stock de carbone organique et des facteurs influençant sa répartition, à l'échelle de la ville ».....</b>	<b>117</b>
<b>Figure 40. Démarche adoptée dans le chapitre 3.....</b>	<b>121</b>
<b>Figure 41. Répartition des villes étudiées dans le chapitre 3 sur la carte climatique de la France métropolitaine (hors Corse).....</b>	<b>124</b>
<b>Figure 42. Etapes d'échantillonnage et acquisitions spectrales dans chaque profil des sites EV+, EV- et scellés, avec les photos de deux exemples de profils étudiés (dessin de la fosse adapté du rapport de stage de Victor Allory ; données non publiées).....</b>	<b>128</b>
<b>Figure 43. Présentation du principe de la correction à masse équivalente. ....</b>	<b>133</b>
<b>Figure 44. Etapes d'extraction, purification, quantification de l'ADN microbien, puis amplification et séquençage des gènes microbiens codant pour les ARN 16 S et 18S (bactéries et champignons respectivement). ....</b>	<b>135</b>
<b>Figure 45. Stock de carbone organique (SCOS, kgC.m<sup>-2</sup>) contenu dans les horizons de chaque profil de sol. Les valeurs sont données par l'échelle de couleur ; l'échelle verticale étant la profondeur dans le sol, à partir de la surface (cm).....</b>	<b>144</b>
<b>Figure 46. Comparaison entre les stocks de carbone organique (SCOS, kgC.m<sup>-2</sup>) calculés selon les quatre équations Eq. 1.1, Eq. 2.1, Eq. 3, Eq. 4 (section 1.8.1). ....</b>	<b>146</b>
<b>Figure 47. Stocks de carbone organique (kgC.m<sup>-2</sup>) corrigés à masse équivalente et cumulés à 0-80 cm de profondeur pour chaque site, excepté pour Nancy EV-, cumulé à 0-30 cm de profondeur uniquement. ....</b>	<b>147</b>
<b>Figure 48. Stock de carbone organique (SCOS, kgC.m<sup>-2</sup>) par ville, catégorie d'usage (EV+, EV-, Scellé) et couche de sol (0-30 cm et 30-100 cm).....</b>	<b>149</b>
<b>Figure 49. Comparaison des concentrations en carbone organique du sol (CCOS ; gC.kg<sup>-1</sup>) et des stocks de carbone organique (SCOS, gC.dm<sup>-3</sup>; calculé selon Eq. 4) entre valeurs mesurées et valeurs prédites par VNIRS à l'échelle de l'échantillon, sur le sous-ensemble de validation ....</b>	<b>150</b>
<b>Figure 50. Présentation du plan obtenu par les deux premières dimensions de l'analyse en composantes principales des CCOS des fractions granulométriques dans le sol (gC.kg<sup>-1</sup> sol) et des C/N calculés dans les fractions. ....</b>	<b>153</b>
<b>Figure 51. Evolution de la teneur en carbone organique de la terre fine (CCOS_0_2000_sol) et de la teneur en carbone organique de chaque fraction granulodensimétrique de la MOS dans le sol (gC.100g<sup>-1</sup> sol), le long de chaque profil de sol (package AQP ; Beaudette et al., 2013).....</b>	<b>156</b>
<b>Figure 52. Régression linéaire entre la biomasse moléculaire (mgADN.kg<sup>-1</sup>) et la teneur en carbone organique microbien (CCOS microbien, mgC.kg<sup>-1</sup>).....</b>	<b>159</b>
<b>Figure 53. Evolution de i) la biomasse moléculaire (µg ADN.g<sup>-1</sup> sol), ii) densité bactérienne (nombre de copies 16S.g<sup>-1</sup> sol) ; iii) densité fongique (nombre de copies 18S.g<sup>-1</sup> sol), le long de chaque profil de sol (package AQP ; Beaudette et al., 2013). ....</b>	<b>160</b>
<b>Figure 54. Régressions non linéaires entre i) la biomasse moléculaire, ii) les densités bactériennes, iii) densités fongiques (de haut en bas) et le centre de l'horizon (cm) pour chaque échantillon prélevé : 1) dans les EV+ (partie gauche), 2) dans les sols scellés (partie droite). ....</b>	<b>161</b>
<b>Figure 55. Répartition des biomasses moléculaires du sol (µg ADN.g<sup>-1</sup> sol) par groupe : EV+ 0-44 cm et Scellé &amp; EV+ &gt; 44 cm. Puis, au sein de chaque groupe, répartition des biomasses moléculaires en fonction de la classe pédologique : de gauche à droite, le degré d'anthropisation des sites d'étude augmente pour chaque groupe. ....</b>	<b>162</b>
<b>Figure 56. Répartition des densités bactériennes du sol (Copies 16S.g<sup>-1</sup> sol) par groupe : EV+ 0-44 cm et Scellé &amp; EV+ &gt; 44 cm. Dans chaque groupe, répartition des densités bactériennes en fonction de la classe pédologique et de la ville : de gauche à droite, le degré d'anthropisation des sites d'étude augmente pour chaque groupe.....</b>	<b>163</b>

<b>Figure 57. Répartition des densités fongiques du sol (Copies 18S.g<sup>-1</sup> sol) par groupe : EV+ 0-44 cm et Scellé &amp; EV+ &gt; 44 cm. Dans chaque groupe, répartition des densités fongiques en fonction de la classe pédologique et de la ville : de gauche à droite, le degré d'anthropisation des sites d'étude augmente pour chaque groupe.....</b>	<b>165</b>
<b>Figure 58. Abondance relative de chaque phylum bactérien ayant au moins 5 % de la population totale (partie haute), et de chaque phylum fongique ayant au moins 3 % de la population totale (partie basse), entre les différentes classes pédologiques de sols.....</b>	<b>167</b>
<b>Figure 59. Analyse en composante principale (dimension 1 – dimension 2), réalisée sur les valeurs centrées réduites des CCOS<sub>fr/sol</sub> et C/N des fractions granulodensimétriques. Les variables « biomasse moléculaire », « densité fongique », « densité bactérienne » sont des variables supplémentaires.....</b>	<b>173</b>
<b>Figure 60. Teneur volumique en éléments grossiers (<math>\delta_{&gt;2\text{mm}}</math> v/v ; g.100g<sup>-1</sup>) prédite vs. mesurée dans la couche 0-30 cm (partie gauche) et dans la couche 30-100 cm (partie droite) des sols de Marseille, Nancy, Nantes, obtenues en utilisant la fonction de PTF proposée dans le chapitre 2 (Eq. 6 ; section 2.2.4) : .....</b>	<b>180</b>
<b>Figure 61. Masse volumique apparente de la terre fine (<math>M_v</math> ; g.cm<sup>-3</sup>) prédite vs. mesurée dans la couche 0-30 cm (partie haute), et dans la couche 30-100 cm (partie basse) des sols de Marseille, Nancy, Nantes, obtenues en utilisant la fonction de pédotransfert (PTF) proposée dans le chapitre 2 (Tableau 11 ; section 2.3.2). .....</b>	<b>181</b>
<b>Figure 62. Synthèse du travail réalisé dans le chapitre 3 : « Etude du carbone organique à l'échelle du profil de sol, dans différentes villes françaises » .....</b>	<b>184</b>
<b>Figure 63. Démarche adoptée dans le chapitre 4 « Modélisation de la dynamique du carbone organique dans les sols urbains ».....</b>	<b>187</b>
<b>Figure 64. Modèle conceptuel de la dynamique du carbone organique dans les sols EV+ proposé à partir de nos travaux et de la littérature.....</b>	<b>196</b>
<b>Figure 65. Modèle conceptuel de la dynamique du carbone organique dans les sols scellés proposé à partir de nos travaux et de la littérature).....</b>	<b>198</b>
<b>Figure 66. Synthèse du travail réalisé et des conclusions du chapitre 4 « Modélisation de la dynamique du carbone organique dans les sols urbains ».....</b>	<b>199</b>
<b>Figure 67. Résumé des étapes suivies au cours des chapitres précédents et des principaux résultats obtenus.....</b>	<b>203</b>
<b>Figure 68. Masse de carbone organique (MCOS ; TgC = 10<sup>9</sup> kgC) et surfaces (km<sup>2</sup>) estimées à l'échelle de la France métropolitaine pour les différents modes d'occupation des sols.....</b>	<b>205</b>

## **Liste des annexes**

<b>Annexe 1. Principe de la spectroscopie visible et proche infrarouge (VNIRS).....</b>	<b>235</b>
<b>Annexe 2. Première de couverture de la plaquette envoyée aux organismes partenaires (1/4).</b>	<b>236</b>
<b>Annexe 3. Partie intérieure gauche de la plaquette envoyée aux organismes partenaires (2/4).</b>	<b>237</b>
<b>Annexe 4. Partie intérieure droite de la plaquette envoyée aux organismes partenaires (3/4).</b>	<b>238</b>
<b>Annexe 5. Quatrième de couverture de la plaquette envoyée aux organismes partenaires (4/4).</b> .....	<b>239</b>
<b>Annexe 6. Liste des unités urbaines (villes) contactées dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (Institut d’Urbanisme et d’Aménagement Régional, IUAR, Laboratoire Sols et Environnement, LSE).....</b>	<b>240</b>
<b>Annexe 7. Liste des aires urbaines (agglomérations) contactées dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE).....</b>	<b>243</b>
<b>Annexe 8. Liste des agences d’urbanisme contactées dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE).....</b>	<b>245</b>
<b>Annexe 9. Liste des unités de recherche contactées dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE).....</b>	<b>246</b>
<b>Annexe 10. Liste des meneurs de projets contactés dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE).....</b>	<b>247</b>
<b>Annexe 11. Liste des bureaux d’études contactés dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE).....</b>	<b>248</b>
<b>Annexe 12. Liste des organismes n’entrant pas dans les catégories précédentes, contactés dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE).....</b>	<b>249</b>
<b>Annexe 13. Dictionnaire des variables de la base de données (les variables estimées au cours de la thèse n’y apparaissent pas).....</b>	<b>250</b>
<b>Annexe 14. Base de données : codification des types d’usage des sols selon la nomenclature Corine Land Cover (Code_CLandCover).....</b>	<b>257</b>
<b>Annexe 15. Bilan des études traitant des masses volumiques apparentes rencontrées dans les sols urbains.....</b>	<b>258</b>
<b>Annexe 16. Intervalles de masses volumiques apparentes [M<sub>v</sub>_Min – M<sub>v</sub>_Max] estimées pour chaque combinaison « type d’usage (Code_Function) : gestion (Management) : couvert (Cover) » rencontrées dans la base de données (voir les codes dans les tableaux 3, 4, 5), à partir de la littérature. Cette estimation concerne le sol de surface (M<sub>v</sub> sol surface), le sol en profondeur (M<sub>v</sub> sol profond) et le profil (M<sub>v</sub> profil). Les masses volumiques apparentes sont exprimées en g.cm<sup>-3</sup>. .....</b>	<b>261</b>
<b>Annexe 17. Effectif des échantillons prélevés pour chaque couche de sol, exprimée en cm. Pour une meilleure lisibilité, l’échelle des ordonnées a été convertie en échelle logarithmique de base 10. .....</b>	<b>265</b>
<b>Annexe 18. Corrélations entre les covariables deux à deux, présentes dans la base de données de Paris intra-muros et sélectionnées pour l’étude de leur importance pour la prédiction du stock (jeu de données nettoyé : 810 échantillons moins 11 échantillons aberrants supprimés). .....</b>	<b>266</b>
<b>Annexe 19. Les modèles GBM et Cubist testés sur le jeu de données nettoyé (810 échantillons moins 11 échantillons aux valeurs aberrantes pour au moins une variable), de la base de données de la ville de Paris : seules les variables qualitatives sont étudiées ici. ....</b>	<b>267</b>
<b>Annexe 20. Profils de sols étudiés dans le parc Borély (EV+) et dans une friche aménagée du quartier de Sainte-Marthe (EV-), Marseille. ....</b>	<b>268</b>

<b>Annexe 21. Profils de sols étudiés sous un trottoir (Scellé), dans le parc de la Pépinière (EV+) et dans une ancienne friche industrielle (EV-), dans le Grand Nancy.....</b>	<b>269</b>
<b>Annexe 22. Profils de sols étudiés sous un parking et trottoir (Scellé), dans la partie entretenue (EV+) et dans la partie non entretenue (EV-) du Cimetière Parc, à Nantes.....</b>	<b>270</b>
<b>Annexe 23. Description des analyses des propriétés chimiques, physiques et du carbone organique par échantillon.....</b>	<b>271</b>
<b>Annexe 24. Méthode de fractionnement granulométrique (première partie) : séparation des fractions M 200-2000 <math>\mu\text{m}</math> et MOP 200-2000 <math>\mu\text{m}</math> (SG Min et SG POM, respectivement). .....</b>	<b>272</b>
<b>Annexe 25. Méthode de fractionnement granulométrique (deuxième partie) : séparation des fractions M 50-200 <math>\mu\text{m}</math> et MOP 50-200 <math>\mu\text{m}</math> (SF Min et SF POM, respectivement).....</b>	<b>273</b>
<b>Annexe 26. Méthode de fractionnement granulométrique (troisième partie) : séparation des fractions 20-50 <math>\mu\text{m}</math> (LG), 0-20 <math>\mu\text{m}</math> (LF+A) et COD.....</b>	<b>274</b>
<b>Annexe 27. Principe d'extraction, purification et quantification de l'ADN microbien, réalisées lors de nos travaux.....</b>	<b>275</b>
<b>Annexe 28. Paramètres bioinformatiques et bases de données utilisées pour l'analyse des séquences de gènes obtenues par échantillon par (MiSeq Illumina).....</b>	<b>277</b>
<b>Annexe 29. Valeurs logarithmiques des teneurs en carbone organique par horizon, pour chaque profil de sol. Les échelles sont différentes pour les trois catégories de sols (EV+, EV- et Scellé). .....</b>	<b>279</b>
<b>Annexe 30 Masse volumique apparente (<math>M_v</math>) par horizon, pour chaque profil de sol. Les échelles sont différentes pour les trois catégories de sols (EV+, EV- et Scellé).....</b>	<b>280</b>
<b>Annexe 31. Description des propriétés chimiques et granulométriques des sites d'étude à 0-30 cm et 30-100 cm de profondeur. La mention <math>\delta_{&gt;2\text{mm}}</math> v/v correspond à la teneur volumique en éléments grossiers ; totCaCO<sub>3</sub> est la teneur totale en carbonates et et actCaCO<sub>3</sub>, la teneur en carbonates actifs.....</b>	<b>281</b>
<b>Annexe 32. Corrélations linéaires deux à deux entre les paramètres du sol, ainsi que le barycentre de l'horizon et l'altitude du site.....</b>	<b>283</b>
<b>Annexe 33. Valeurs des stocks de carbone organique (SCOS, kgC.m<sup>-2</sup>) corrigés (à masse équivalente) et non corrigés pour chaque couche de 10 cm entre 0 et 80 cm de profondeur. ....</b>	<b>284</b>
<b>Annexe 34. Description de la teneur en carbone organique (CCOS ; gC.kg<sup>-1</sup>) et du stock de carbone organique (SCOS ; kgC.m<sup>-2</sup>) dans le jeu de données comprenant les villes de NYC, Paris, Marseille, Nantes et Nancy ; pour les profondeurs 0-30 cm et 30-100 cm et selon les catégories d'usage (EV+ ; EV- et Scellé).. .....</b>	<b>285</b>
<b>Annexe 35. Description de la teneur en carbone organique (CCOS, gC.kg<sup>-1</sup>) et du stock de carbone organique (SCOS ; gC.dm<sup>-3</sup>), mesurés de manière conventionnelle, dans les échantillons VNIRS, utilisés pour la prédiction de ces deux paramètres à partir de spectres acquis dans le visible et proche infrarouge, en conditions laboratoires et in situ (villes Marseille et Nantes).. .....</b>	<b>286</b>
<b>Annexe 36. Résultats de la validation des prédictions VNIRS de la concentration en carbone organique (CCOS ; gC.kg<sup>-1</sup>) et du stock (SCOS, gC.dm<sup>-3</sup>), à l'échelle de l'échantillon, pour les conditions in situ et au laboratoire, obtenus avec des méthodes de prétraitement amenant à un RPD<sub>val</sub> élevé.....</b>	<b>287</b>
<b>Annexe 37. Comparaison entre les valeurs observées et les valeurs prédites du stock de carbone organique (SCOS ; kgC.m<sup>-2</sup>) à l'échelle du profil de sol, à partir des spectres acquis sur les échantillons in situ.....</b>	<b>288</b>
<b>Annexe 38. Distribution du CCOS de chaque fraction granulométrique (%) pour chaque horizon de chaque profil de sol étudié .....</b>	<b>289</b>

<b>Annexe 39. Résultats des comparaisons multiples des quatres variables : Masse de la fraction granulodensimétrique (<math>\text{g.kg}^{-1}</math>), CCOS au sein de la fraction (<math>\text{gC.kg}^{-1}</math>), CCOS de la fraction dans le sol (<math>\text{gC.kg}^{-1}</math>) et le C/N dans chaque fraction, entre les modalités étudiées..</b>	<b>290</b>
<b>Annexe 40. Teneur et déficit de carbone organique dans la fraction 0-20 <math>\mu\text{m}</math> (respectivement CCOS et <math>\text{CCOS}_{\text{def}}</math>, calculé selon l'équation de Hassink, 1997 ; <math>\text{gC.kg}^{-1}</math>) pour chaque horizon de chaque profil de sol (partie haute) et déficit de stock de carbone organique (<math>\text{SCOS}_{\text{def}}</math> ; <math>\text{kgC.m}^{-2}</math>) dans la même fraction pour chaque horizon de chaque profil (partie basse).</b>	<b>291</b>
<b>Annexe 41. Photographie de la catégorie « goudron », trouvée à Marseille EV+.</b>	<b>292</b>
<b>Annexe 42. Ratio C/N dans chaque fraction granulodensimétrique observé pour chaque ville pour les EV+ 0-44 cm, et par catégorie d'usage pour le groupe Scellé &amp; EV+ &gt; 44 cm.</b>	<b>293</b>

## Liste des équations

$$SCOS = CCOS \times Mv(sol) \times e \quad (\text{Eq. 1.1})$$

$$Mv\ sol = \frac{Msol}{Vsol} \quad (\text{Eq. 1.2})$$

$$SCOS = CCOS \times Mv \times e \quad (\text{Eq. 2.1})$$

$$Mv = \frac{Mf}{(Vsol-Vg)} \quad (\text{Eq. 2.2})$$

$$SCOS = CCOS \times Mv(sol) \times \left(1 - \frac{Vg}{Vt}\right) \times e \quad (\text{Eq. 3})$$

$$SCOS = CCOS \times \frac{Mf}{(Vtot)} \times e \quad (\text{Eq. 4a})$$

$$SCOS = CCOS \times Mv \times \left(1 - \frac{Vg}{Vt}\right) \times e \quad (\text{Eq. 4b})$$

$$CCOS\ stable\ (gC.kg^{-1}) = 4,09 + 0,37 \times (\%fraction\ minérale < 20\ \mu m) \quad (\text{Eq. 5})$$

$$z = 0,0056 \times y^2 + 0,39 \times y + 2,03 \quad (\text{Eq. 6})$$

$$R_{adj}^2 = 1 - (1 - R^2) \times \left[\frac{n-1}{n-(k+1)}\right] \quad (\text{Eq. 7})$$

$$RMSPE = \sqrt{\frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - Y_i)^2} \quad (\text{Eq. 8})$$

$$MPE = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - Y_i) \quad (\text{Eq. 9})$$

$$Richesse = \text{Nombre total d'OTU} \quad (\text{Eq. 10})$$

$$Shannon = - \sum_{i=1}^R \frac{n_i}{N} \times \ln\left(\frac{n_i}{N}\right) \quad (\text{Eq. 11})$$

$$Simpson = - \frac{\sum_{i=1}^R n_i \times (n_i - 1)}{N \times (N - 1)} \quad (\text{Eq. 12})$$

$$Evenness = \frac{Shannon}{\log(R)} \quad (\text{Eq. 13})$$

## **Glossaire**

**Aire urbaine** : ensemble de communes, d'un seul tenant et sans enclave, constitué par un pôle urbain (unité urbaine) de plus de 10 000 emplois, et par des communes rurales ou unités urbaines (couronne périurbaine) dont au moins 40 % de la population résidente, ayant un emploi, travaille dans le pôle ou dans des communes attirées par celui-ci (définition de l'INSEE).

**Anthropisation** : processus par lequel les populations humaines modifient ou transforment l'environnement naturel.

**Artificialisation** : changement d'affectation des sols, les retirant de leur état naturel ou de leur usage forestier ou agricole.

**Echantillon** : portion de sol obtenue par prélèvement de sol dans une couche de sol donnée, et décrit par différentes analyses au laboratoire ; un profil de sol peut donc être représenté par plusieurs échantillons, prélevés dans des couches différentes ; on parle aussi de terre, comme étant un échantillon de sol.

**Couche de sol** : épaisseur de sol caractérisée par une profondeur minimum et une profondeur maximum ; elle correspond à un horizon de sol, seulement dans le cas où l'échantillonnage a été basé sur une distinction des horizons pédologiques du profil de sol.

**Unité Taxonomique Opérationnelle non classifié** : unité pour laquelle des références existent, sans avoir de classe associée.

**Unité Taxonomique Opérationnelle environnementale** : les séquences ont déjà été reconnues par des travaux précédents mais pas par l'unité de recherche ayant réalisé le séquençage.

**Matière organique** : ensemble de toutes les matières organiques d'origine biologique ou anthropique résidant dans la matrice du sol et directement sur la surface du sol, y compris les matériaux altérés par la chaleur. Lorsque la matière organique est issue des activités humaines, on parle de matière organique anthropique ou technogénique.

**Matière organique particulière** : matière organique ayant une structure cellulaire visible (résidus végétaux ou matières organiques carbonisées). Elle s'oppose à la matière organique moléculaire.

**Séquestration de carbone organique dans le système sol-plante** : résultat du bilan net, exprimé en équivalents CO<sub>2</sub>, de tous les flux directs de gaz à effet de serre à l'interface sol-plante-atmosphère, mais aussi de tous les flux indirects (*e.g.* combustibles, émissions animales), pour un système donné, en comparaison avec un système de référence, et pour une période et une surface données (Bernoux et al., 2006).

**Services écosystémiques** : services que les humains retirent des écosystèmes, sans avoir à œuvrer pour les obtenir (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

**Sol ouvert** : sol non scellé (sol nu ou sous couvert végétal ; dans nos travaux, ils sont uniquement sous couvert végétal).

**Sol scellé (ou imperméabilisé) :** sol dont la surface est recouverte par une couverture minérale (plus ou moins) hermétique (Béchet et al., 2017).

**Sol urbain :** sol artificialisé (à usage ni agricole ni forestier), qui est de plus un élément primordial du paysage urbain.

**Stock de carbone organique :** bilan entre les entrées et les sorties de carbone organique du sol, à un instant t.

**SUITMA :** *soils of urban, industrial, mining and military areas* ; correspond aux sols anthropisés ou liés au contexte urbain en « Sols des zones urbaines, industrielles, de trafics routiers, miniers et militaires » définis par W. Burghardt (1998).

**Unité urbaine :** commune ou 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 (définition de l'INSEE).

**Urbanisation :** étalement des zones urbaines et périurbaines (principal moteur de l'artificialisation ; Béchet et al., 2017).

## **Préambule**

Le travail de thèse s'est déroulé principalement au sein de l'Unité Propre Environnement Physique de la plante horticole (EPHor) d'Agrocampus Ouest, campus d'Angers ainsi qu'au Laboratoire Sols et Environnement (LSE, UMR 1120 Université de Lorraine-INRA à Vandoeuvre-lès-Nancy).

La thèse a été cofinancée par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) et la Région Pays de la Loire.

Ce travail s'inscrit dans le projet Sols Urbains et Projets d'Aménagement (SUPRA ; coordination LSE, partenaires BRGM, IUAR, EPHor, INRA Infosol, MinesParisTech), financé par l'ADEME (APR Graine), qui vise à rassembler un réseau national d'acteurs autour de la problématique des sols urbains et des services écosystémiques (dont celui de régulation du climat) qu'ils peuvent rendre. Le projet SUPRA a été initié à travers trois travaux de thèse cofinancés par l'ADEME, dont celui-ci, afin de lever le manque de connaissances sur les sols urbains et permettre la mise en place progressive d'un développement durable des villes. De plus, de nombreuses collaborations ont pu être réalisées, permettant de mener à bien le travail de thèse, avec :

- USDA-NRCS, New Jersey (Etats-Unis), nous ayant permis d'exploiter la base de données des sols de la ville de New York ;
- UMR INRA Agroécologie, Dijon, nous ayant permis de mener des analyses microbiologiques sur les sols échantillonnés lors de nos travaux ;
- UMR Eco&Sols, Montpellier, nous ayant permis d'utiliser deux spectromètres portatifs et d'exploiter les données spectrales acquises lors de nos travaux ;
- IFSTTAR, Laboratoire Eau et Environnement de Nantes, nous ayant permis d'échantillonner des sols dans la ville de Nantes en vue d'être caractérisés par spectroscopie infrarouge (aide financière du projet régional POLLUSOLS) ;
- Les organismes qui nous ont communiqué des données lors du travail de construction de la base de données : le laboratoire agronomique de Paris, les Villes de Lyon, Perpignan, Clermont-Ferrand, Rennes, du Havre, Bordeaux, Brest, Montpellier, Mulhouse, la Communauté Urbaine de Dunkerque, Bordeaux Métropole, Brest Métropole Océane, Lille Métropole, Métropole Rouen Normandie, Métropole Rouen Normandie, Ville et Eurométropole de Strasbourg, ainsi que les unités de recherches

LSE, EPHor, INRA InfoSol, BRGM, et les agences d'urbanisme de la région angevine (AURA), ainsi que d'Ile-de-France (IAU-IDF).

- Les Villes de Marseille et Nantes, ainsi que la Métropole du Grand Nancy nous ayant permis d'intervenir sur leurs sites, lors des campagnes d'échantillonnage.

## **Introduction générale**

Depuis l'ère préindustrielle (1880-1899), la croissance économique et démographique a entraîné une augmentation des émissions anthropiques de gaz à effet de serre, qui sont aujourd'hui plus élevées que jamais. Les concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), de méthane (CH<sub>4</sub>) et d'oxyde nitreux (N<sub>2</sub>O) sont sans précédent ; cette augmentation représente la cause principale du réchauffement climatique observé depuis le milieu du XX<sup>e</sup> siècle (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat et al., 2015).

Dans ce contexte, les sols semblent être une solution pour atténuer le changement climatique, car ils représentent le plus grand réservoir terrestre de carbone organique et sont en forte interaction avec l'atmosphère (Jacobson et al., 2000 ; Scharlemann et al., 2014). En effet, ils peuvent indirectement participer à la régulation du climat, étant donné qu'ils se comportent comme un puits ou une source de CO<sub>2</sub> atmosphérique, en fonction de différents facteurs, tels que leur mode d'occupation (Dignac et al., 2017).

À cet égard, le maintien du carbone organique dans les sols (COS) est un enjeu majeur. La récente initiative « 4 pour 1000 » a été lancée par le gouvernement français lors de la COP21 qui s'est tenue à Paris, en 2015. Son but est de soutenir les Etats et acteurs non gouvernementaux dans leurs efforts vers une meilleure gestion des sols, dans l'optique d'une augmentation durable de leurs stocks de carbone organique (SCOS). Cependant, jusqu'à aujourd'hui, les efforts se sont principalement concentrés sur les sols agricoles cultivés et prairiaux, ainsi que les sols forestiers (<http://4p1000.org>, 2018 ; Minasny et al., 2017 ; Paustian et al., 2016).

De nos jours, les sols des zones urbaines, industrielles, de voiries, minières et militaires (SUITMA) représentent près de 3 % de la surface continentale mondiale. D'ici 2030 et par rapport aux années 2000, la surface urbaine mondiale devrait augmenter de 1,2 million de km<sup>2</sup>, ce qui représente l'équivalent de la surface de la ville de Paris chaque jour (Morel et al., 2015a ; Seto et al., 2012). C'est pourquoi l'attention se porte maintenant sur le SCOS dans les sols urbains. Les résultats des études dans les sols urbains végétalisés, à travers le monde, ont montré une tendance similaire : le SCOS est généralement plus élevé que dans les sols cultivés, voire du même ordre de grandeur que les SCOS des forêts et prairies (Edmondson et al., 2012 ; Pouyat et al., 2009 ; V. I. Vasenev, 2014).

Cependant, la généralisation des résultats obtenus dans les différentes études urbaines, est fortement limitée par la forte variabilité spatiale et temporelle des propriétés des sols urbains (dont le SCOS) supérieure à celle des sols non urbains, du fait de l'impact élevé des activités

humaines (Béchet et al., 2009 ; Vasenev, 2014). De plus, notons qu'aucune étude n'a encore été réalisée sur ce thème en France.

Le grand défi est donc aujourd'hui d'optimiser la contribution des sols urbains au SCOS global : à l'échelle de la France, mais aussi à l'échelle mondiale. Pour cela, il est nécessaire de comprendre les facteurs qui influencent la répartition spatiale et temporelle du SCOS dans les sols urbains, à l'échelle du site, de la ville, mais aussi du territoire, afin d'évaluer leur capacité à stocker davantage de SCOS, et ce, de manière durable. Le cycle du COS correspond à l'entrée de carbone dans les sols, à sa transformation puis à sa dissipation sous forme de CO<sub>2</sub>. L'un des enjeux est donc de pouvoir comprendre les facteurs permettant de ralentir l'étape de dissipation de la majorité du COS entrant, à travers sa stabilisation dans le sol. Ces connaissances sont aujourd'hui nécessaires pour pouvoir être prises en compte par les aménageurs et gestionnaires des milieux urbains, afin de développer durablement les villes avec une optique d'un meilleur stockage de COS à long terme dans les sols. Enfin, il n'existe pas de méthode standardisée pour décrire et caractériser les sols urbains. Les profondeurs étudiées dans la littérature sont très hétérogènes, avec un échantillonnage qui peut être effectué par horizon ou par profondeur. Ces observations diverses aboutissent à différentes formules de calcul du SCOS non harmonisées qui proposent des résultats par horizon (Huot et al., 2017), par profondeur (Pouyat et al., 2009) ou pour des masses volumiques apparentes calculées différemment (Edmondson et al., 2012 ; Yan et al., 2015), les rendant difficilement comparables.

Ainsi, les questions scientifiques qui se posent aujourd'hui sont les suivantes :

- 1) Que représente le stock de carbone organique dans les sols urbains ?**
- 2) Peut-on proposer une méthode de suivi standardisée ?**
- 3) Quel est le degré de stabilité du carbone organique dans les sols urbains à l'échelle du profil de sol, à un instant t ?**
- 4) Est-il possible de modéliser la dynamique du carbone organique des sols urbains pour en optimiser le stockage à long terme dans ces sols ?**

Le manuscrit de thèse propose une première partie permettant d'établir un état de l'art sur le COS des sols urbains (Chapitre 1). Il présente ensuite la construction d'une base de données à l'échelle nationale, rassemblant des données collectées auprès de différents organismes en France ; ainsi que son exploitation à l'échelle de la ville (Chapitre 2). Ce travail a été la base d'une réflexion sur la proposition d'une méthodologie standardisée du suivi du SCOS dans les sols urbains. Cette méthodologie a alors été appliquée dans trois villes françaises, aux contextes pédoclimatiques différents : Marseille, le Grand Nancy et Nantes. Une étude approfondie de la stabilité potentielle du SCOS dans les sols urbains, à un instant t, a également été menée dans ces trois villes (Chapitre 3). Enfin, un modèle simulant la dynamique du COS dans les sols urbains a été testé puis conceptualisé, afin d'appréhender les processus de stabilisation/minéralisation, après imperméabilisation ou changement de mode de gestion d'un sol urbain (Chapitre 4). Le manuscrit se termine par une discussion générale, traitant de concepts scientifiques et de propositions pour le suivi du COS et la gestion des sols, afin d'aller vers un stockage durable du carbone organique dans les sols urbains.



# **CHAPITRE 1.**

## **Etat de l'art**

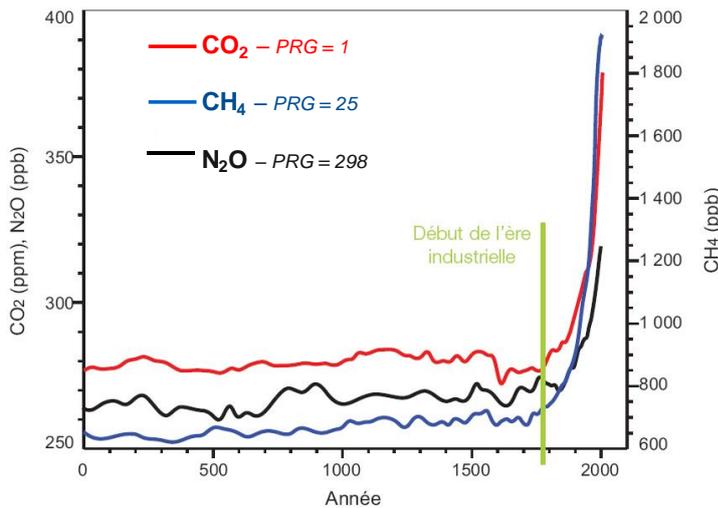
---

Connaissances actuelles sur le stock et la dynamique  
du carbone organique dans les sols urbains

---

## 1.1. Les sols comme leviers pour la limitation du changement climatique : moments historiques

Le rôle des sols dans la lutte contre le changement climatique a été longtemps négligé, et leur prise en compte pour la régulation du climat n'a été que progressive. La première Conférence Mondiale sur le Climat tenue à Genève, en 1979, a permis l'initiation d'un Programme de recherche climatologique mondial. En 1988, le Groupe Intergouvernemental sur l'Evolution des Climats (GIEC) est créé afin d'établir un bilan régulier de l'état des connaissances sur les changements climatiques. Le premier rapport du GIEC date de 1990 : il reconnaît la responsabilité humaine dans les dérèglements climatiques, par l'émission des gaz à effet de serre (GES), qui a fortement augmenté depuis l'ère industrielle (XIX<sup>e</sup> siècle ; Figure 1). Ce rapport sert ensuite de base à l'élaboration de la Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC).



**Figure 1. Concentration atmosphérique des gaz à effet de serre de l'année 0 à l'année 2005 :** CO<sub>2</sub> est le dioxyde de carbone (ppm); CH<sub>4</sub> est le méthane (ppb = 10<sup>-3</sup> ppm), N<sub>2</sub>O est le protoxyde d'azote (ppb) ; PRG est le pouvoir de réchauffement global (*adapté de Change, 2007*)

En 1992, le Sommet de la Terre à Rio de Janeiro, au Brésil, est une étape cruciale dans les négociations autour de la « problématique climat », avec l'adoption de la CCNUCC. La Convention-cadre entrée en vigueur en 1994, est ratifiée par 196 pays appelés « parties » : son objectif principal est de limiter l'émission des GES, de sorte d'équilibrer leur concentration dans l'atmosphère. Depuis l'adoption de cette Convention, les parties se réunissent chaque année lors des « Conférences des Parties » (COP). La première s'est tenue à Berlin en 1995 ; la seconde à Kyoto en 1997 : pour la première fois une réduction chiffrée de l'émission des GES

est fixée en imposant aux pays européens de réduire leurs émissions de 8 % sur la période de 2008 – 2012 par rapport à 1990. Ce protocole n'a cependant été ratifié ni par les Etats-Unis ni par la Chine. La COP 21 de Paris en 2015, est le siège du premier accord universel sur le climat : « l'accord de Paris sur le climat ». Il prévoit notamment de limiter le réchauffement climatique d'ici 2100, avec l'objectif de demeurer « bien en dessous de + 2°C par rapport aux niveaux préindustriels » (*i.e.* période avant le XIX<sup>e</sup> siècle), et si possible, de viser à « poursuivre les efforts pour limiter la hausse des températures à 1,5°C ».

L'année 2015 est une année charnière par rapport à la problématique des sols. En effet, elle a été déclarée « Année Internationale des Sols », à l'initiative de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Au cours de cette année, l'accent a été mis sur les connaissances des sols, et sur la sensibilisation du grand public à cette ressource nécessaire pour assurer la sécurité alimentaire et pour rendre de nombreux services. C'est dans ce contexte que lors de la COP 21, le programme de recherche international « 4 pour 1000 » est engagé par la France et proposé aux autres participants dont 40 ont adhéré immédiatement. L'objectif de ce programme est de développer la recherche agronomique afin d'augmenter les stocks de matière organique des sols (MOS) mondiaux de 4 pour 1000 par an. Une telle augmentation permettrait de compenser l'émission des GES issue de la combustion de carbone fossile, au niveau mondial (Derrien et al., 2016 ; Minasny et al., 2017). A ce titre, l'Union européenne s'est fixée l'objectif de réduire d'au moins 40 % ses émissions de GES d'ici 2030 par rapport à l'année 1990, et ce, via la séquestration de carbone organique dans les sols (COS).

Néanmoins, le mode d'occupation des sols a un fort impact sur le stock de carbone organique des sols (SCOS). Par exemple, la conversion de forêts en parcelles cultivées entraîne généralement une forte diminution de SCOS et une libération de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère du fait de la minéralisation de COS (Houghton, 2003). De plus, l'imperméabilisation des sols (*i.e.* le recouvrement de la surface du sol par une couverture minérale hermétique ; Béchet et al., 2017) liée au phénomène croissant d'urbanisation réduit la surface d'interaction entre le sol et l'atmosphère, ce qui restreint le pouvoir de stockage de C par les sols.

Ainsi, afin de promouvoir la protection des sols et de limiter leur imperméabilisation, un document a été proposé, en 2006, par la Commission Européenne aux pays européens. La « Thematic Strategy for Soil Protection » propose la mise en place d'une loi à l'échelle européenne pour une évaluation et un suivi des impacts de l'artificialisation des sols (*i.e.*, changement d'affectation des sols, les retirant de leur état naturel ou de leur usage forestier ou agricole ; Béchet et al., 2017). Ce dossier démontre les enjeux de la mise en place d'une action

pour assurer une protection des sols, ressource aujourd'hui menacée. Il propose donc des objectifs généraux (assurer notamment une utilisation durable des sols) et définit les mesures à prendre pour répondre aux objectifs fixés. L'imperméabilisation des sols y est identifiée comme étant une menace clé de la multifonctionnalité des sols européens. Proposer des exemples de meilleures pratiques pour limiter l'imperméabilisation des sols et éviter les expansions urbaines inappropriées est un point de la stratégie.

L'étude de l'impact de l'artificialisation devient une priorité au niveau national, européen et mondial. Entre 1990 et 2006 au niveau européen, la conversion des terres agricoles au profit des surfaces artificialisées concernait une surface équivalente à celle de Chypre et une perte de production équivalente à 15 % de la production française en blé (soit 6,1 millions de tonnes). Une révision des pratiques est alors nécessaire. Dans ce contexte d'artificialisation des sols, une meilleure connaissance de la contribution des sols urbains à l'atténuation des changements climatiques est donc primordiale.

### **1.2. Les services écosystémiques rendus par les sols**

Les sols constituent une ressource naturelle non renouvelable. En d'autres termes, leur perte et leur dégradation ne sont pas récupérables à l'échelle de vie humaine (FAO, 2015). Or, ils sont à la base de nombreux services dits « écosystémiques », c'est-à-dire des « services que les humains retirent des écosystèmes, sans avoir à œuvrer pour les obtenir » (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les services écosystémiques incluent notamment des services de support (*e.g.*, cycle des nutriments, formation des sols), d'approvisionnement (*e.g.*, apport de nourriture, oxygène, de bois et fibres), des services culturels (*e.g.*, spirituel, éducation, récréation) et des services de régulation, qui ont par exemple un effet sur le climat, la biodiversité, les maladies, la purification de l'eau. A travers ces services, les sols répondent à nombre de nos besoins vitaux (Figure 2). La capacité des sols à remplir ces services écosystémiques repose sur la conservation de leur multifonctionnalité (*e.g.*, fonction de filtre et d'échange, d'habitat d'organismes vivants) en limitant notamment les phénomènes d'érosion, de perte en eau, par le maintien des cycles des nutriments (*e.g.*, C ; azote N ; phosphore P ; soufre S) couplés à celui de l'eau (Lal, 2014).

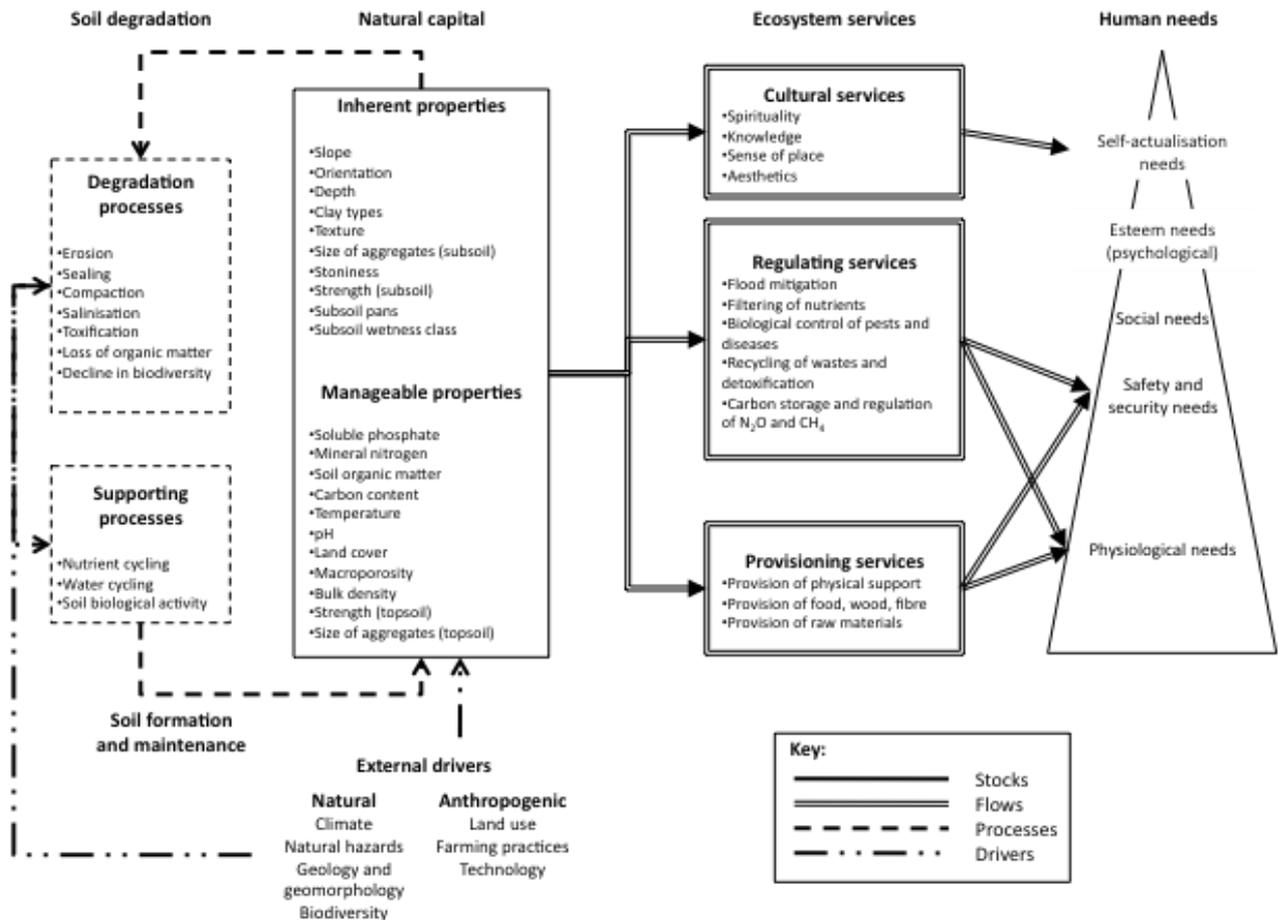


Figure 2. Services écosystémiques rendus par les sols et les composantes du bien-être humain associées, en fonction des propriétés du sol (Dominati et al., 2010)

### 1.3. Le carbone organique des sols et son influence dans le bilan de gaz à effet de serre

#### 1.3.1. Le réservoir « sol »

Les sols représentent le plus grand réservoir continental de COS (Jacobson et al., 2000 ; Figure 3). En effet, à l'échelle mondiale, ce réservoir contient près de 800 GtC dans les 30 premiers centimètres de sol, et entre 1500 et 2000 GtC sur le premier mètre (Batjes, 1996; Ciais et al., 2014; Eswaran et al., 1993; Post et al., 1982). Cette dernière valeur représente environ deux fois celle du réservoir atmosphérique (805 GtC) et le triple de ce qui est présent dans la végétation (550 GtC ; Houghton, 2007). En France, le SCOS atteint environ 3,1 GtC sur les 30 premiers centimètres des profils de sols (Arrouays et al., 2001). Néanmoins, ces valeurs ont été obtenues sans avoir considéré les surfaces artificialisées, qui représentent, à ce jour, 3 % de la surface mondiale (Liu et al., 2014) et 9,3 % de la surface de la France métropolitaine (Service de la Statistique et de la Prospective, 2015a).

### 1.3.2. Flux de carbone entre les différents réservoirs, à l'échelle globale

Le stockage de carbone (C) correspond au prélèvement du CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère par les plantes et à sa conversion sous forme organique dans le compartiment sol. La notion de « stockage » ne s'intéresse qu'aux flux de CO<sub>2</sub>, alors que la « séquestration » du C est un concept plus global, intégrant tous les GES, dont le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) et le méthane (CH<sub>4</sub> ; Bernoux et al., 2006).

Le SCOS, à un instant t, correspond au bilan entre le stockage et le déstockage de COS dans les sols, ce bilan pouvant être positif ou négatif selon les modes d'occupation des sols (Houghton, 2003). En effet, une diminution très faible de SCOS dans les 30 premiers centimètres de sol, pourrait annuler la fonction de puits terrestre du sol. Inversement, une augmentation très faible de SCOS dans les 30 premiers centimètres de sol pourrait permettre de compenser l'accroissement annuel de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère (Bernoux, 2011). La combustion des énergies fossiles émet 9,0 GtC.an<sup>-1</sup> dans l'atmosphère, ce qui représente environ 4 ‰ du SCOS, à l'échelle globale ; c'est pourquoi ce chiffre est à l'origine du nom du programme « 4 pour mille » (Le Quéré et al., 2015 ; Minasny et al., 2017). A ce jour, il a été recensé que le complexe [sol + végétation] compensait environ 30 % des émissions de CO<sub>2</sub> anthropique, à l'échelle mondiale (Figure 3). Il est donc nécessaire de préserver la multifonctionnalité des sols dans le but de permettre le maintien (voire l'augmentation) du SCOS. Néanmoins, comme étant un levier d'action pour réguler le climat, la prise en compte par les politiques environnementales du stockage de COS dans les sols ne sera possible qu'à deux conditions : (i) développer des outils permettant d'orienter les choix de modes de gestion pour augmenter SCOS et (ii) proposer des méthodes de suivi des stocks à faible coût et faciles à mettre en œuvre.

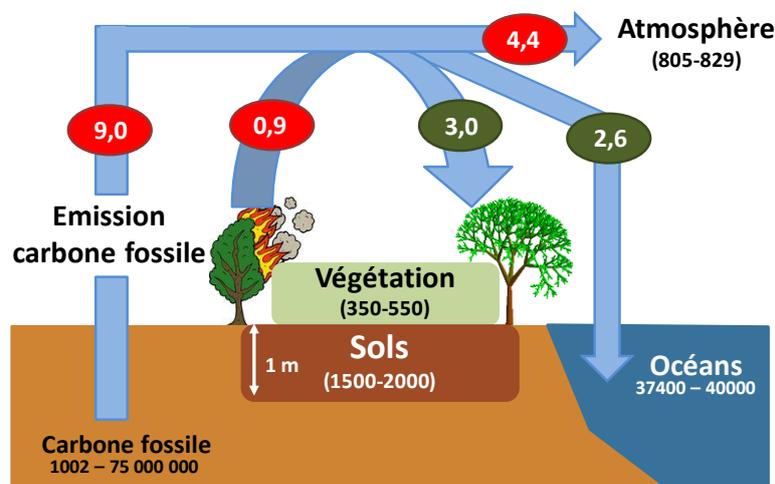


Figure 3. Taille moyenne des puits de carbone (GtC) et flux associés (GtC.an<sup>-1</sup>) entre 2005 et 2014 (d'après Ciais et al., 2014; Houghton, 2007; Le Quéré et al., 2015; Macías et Camps Arbestain, 2010)

### 1.3.3. Matières organiques et carbone organique : comment les définir ?

Les sols sont constitués de trois phases : solide, liquide et gazeuse. La phase solide est constituée à 95-99 % par une fraction minérale (principalement composée par des sables, oxydes ou hydroxydes métalliques, limons, argiles et carbonates). Les 1 à 5 % restants représentent la MOS.

Baldock et Skjemstad (2000) définissent la MOS comme étant « l'ensemble de toutes les matières organiques d'origine biologique résidant dans la matrice du sol et directement sur la surface du sol, y compris les matériaux altérés par la chaleur. Ainsi, la fraction organique du sol représente un mélange hétérogène de MOS à partir de résidus de plantes, microbes et d'animaux ». Autrement dit, la MOS est l'ensemble des organismes vivants (faunes, racines vivantes, et microorganismes) ou morts (molécules, fragments de tissus végétaux) présents dans le sol, ainsi que leurs résidus organiques à différents stades de dégradation : elle correspond, en fait, à un continuum de fragments organiques de plus en plus fins car en constante dégradation par les communautés de décomposeurs (Lehmann et Kleber, 2015). La teneur en MOS dite « native », c'est-à-dire, présente sans intervention de l'Homme, correspond à un équilibre entre les entrées en MOS (*e.g.* litière, exsudation, produits animaux) et leurs pertes (respiration microbienne, érosion, lessivage), sans pour autant que cette teneur ne corresponde à la teneur maximale que les sols puissent contenir (Six et al., 2002). Cet équilibre dépend de nombreux facteurs en interaction, tels que les conditions pédoclimatiques, l'historique des sols, le type de gestion, les apports anthropiques.

La MOS constitue un paramètre clé dans le sol (Figure 4 ; Lal, 2014), jouant un rôle prépondérant sur :

- **la fertilité physique**, en particulier, en favorisant l'agrégation, l'aération, la porosité, la rétention en eau, la croissance des racines, les échanges gazeux ;
- **la fertilité chimique** : elle a une capacité de tampon, elle régule le pH, retient les cations échangeables, constitue une réserve de nutriments ;
- **la fertilité biologique** : elle favorise l'activité microbienne, et l'activité et la diversité des espèces de la faune et de la flore du sol ;

Ainsi, une diminution des teneurs en MOS impacte la fertilité des sols. La MOS est composée en moyenne de 58 % de COS (facteur de correction van Bemmelen ; Stevenson, 1994). Cette valeur, issue de mesures faites dans les sols naturels et cultivés, est cependant remise en cause, et est donc encore plus contestable dans le cas des sols urbains pour lesquels les apports de matières organiques exogènes sont de nature et de quantité différentes par rapport aux pratiques

agricoles (Heaton et al., 2016 ; Périé et Ouimet, 2008). Comme la concentration en COS est aisée à déterminer en laboratoire, il est d'usage d'utiliser cette variable pour caractériser la MOS. De plus, il est plus facile de relier COS et CO<sub>2</sub>, car à l'échelle moléculaire : 1 tC = 3,67 t CO<sub>2</sub>.

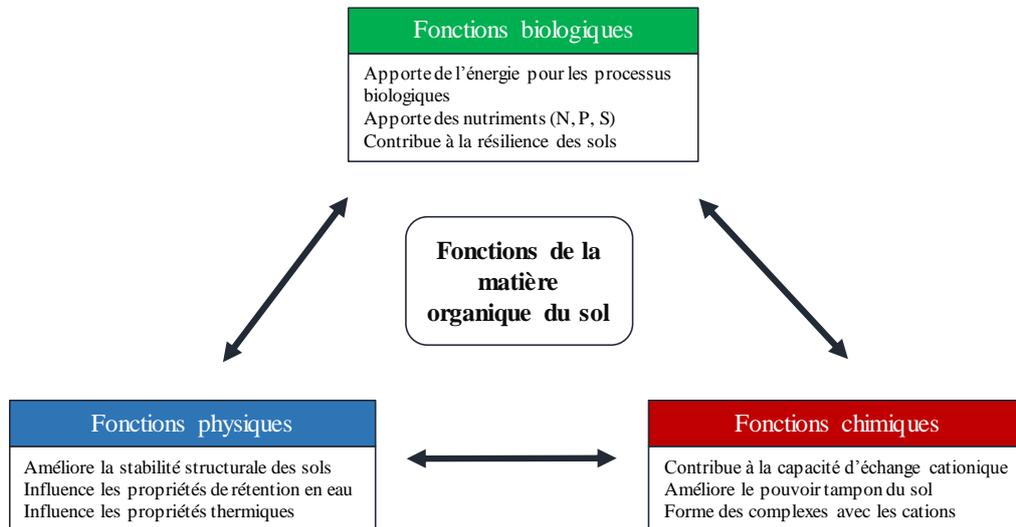


Figure 4. Rôle du carbone organique du sol dans la multifonctionnalité des sols (traduit de Manyowa et al., 2014)

## 1.4. Dynamique du carbone organique des sols et processus de stabilisation

Si SCOS, à un instant t, représente le bilan entre les entrées et les sorties de COS, la quantité correspondante de COS stockée et la durée de ce stockage dépendent de divers processus de stabilisation du COS, entrant dans son cycle biogéochimique dans les sols.

### 1.4.1. Cycle biogéochimique du carbone organique

Le cycle de COS correspond à l'entrée de carbone organique dans le sol, à sa transformation et à sa dissipation. De nombreux processus sont en jeu : i) la déposition (*i.e.* addition de COS à la fraction organique du sol), ii) l'altération (*i.e.* la conversion du COS d'une structure chimique en une autre différente, résultant d'attaques enzymatiques ou de réactions chimiques), iii) l'assimilation (*i.e.* incorporation du COS dans les tissus des organismes décomposeurs) et enfin iv) la minéralisation qui correspond à la conversion du COS en CO<sub>2</sub>, via la respiration des organismes du sol (Baldock et Skjemstad, 2000). La somme de ces processus aboutit à la notion de décomposition du COS (Baldock et Skjemstad, 2000). La figure 5 retrace ce cycle tel qu'il a été validé en milieu « naturel » et agricole.

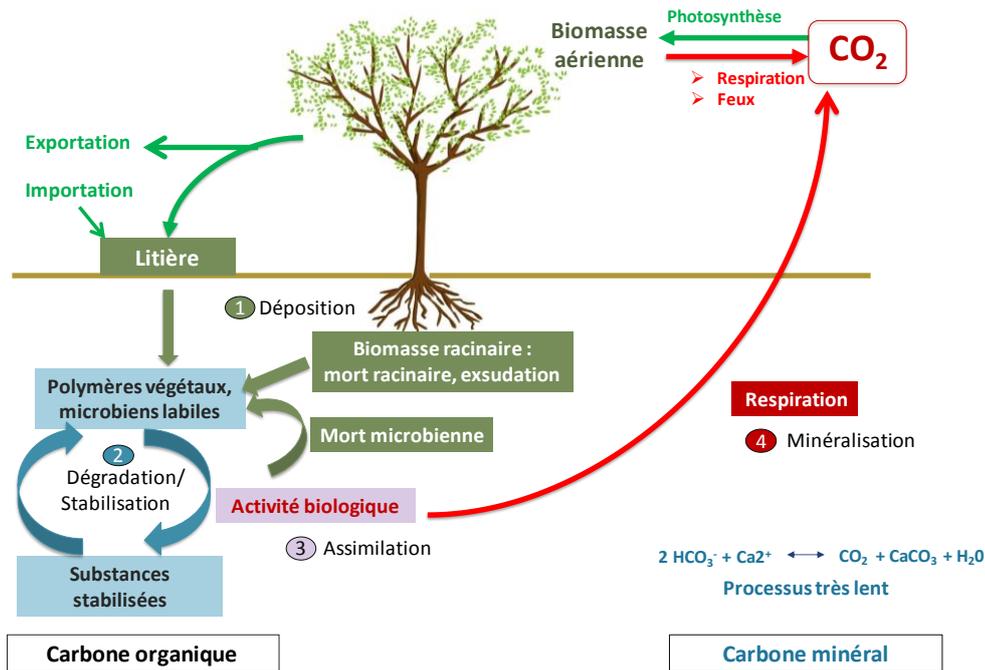


Figure 5. Cycle du carbone du sol (adapté d'après Chenu et al., 2014 ; Lehmann et Kleber, 2015)

#### 1.4.2. Les différents réservoirs du carbone organique du sol et les processus de stabilisation du carbone organique

Le concept de réservoir de COS est basé sur la prédisposition du COS à être dégradé par l'activité microbienne. Ce concept traduit les formes des MOS en jeu dans la dynamique de COS et dans sa réponse suite à des changements environnementaux ou face aux différents modes de gestion des sols. La MOS est constituée i) de matière vivante (biomasse racinaire vivante, macroorganismes, microorganismes) qui peut atteindre jusqu'à 15 % du COS total et ii) de matière organique morte, qui peut représenter jusqu'à 98 % du COS total (Calvet et al., 2015 ; Shibu et al., 2006). Il est d'usage de scinder cette MOS morte en deux réservoirs : i) le réservoir labile ; ii) le réservoir stable.

##### 1.4.2.1. Matière vivante : organismes du sol

Plusieurs milliers d'espèces vivantes peuvent être répertoriées dans les sols, allant des microorganismes, invisibles à l'œil (bactéries, champignons, protozoaires) jusqu'à la mégafaune (e.g., taupes, rats). Les fonctions assurées par les microorganismes sont majeures : s'ils ne représentent que 2 à 3 % du COS, ils sont à la base d'environ 60-80 % de l'activité biologique dans les sols, associée aux processus de régulation des cycles des nutriments et de

la décomposition des résidus organiques (Calvet et al., 2015; Van-Camp et al., 2004). Les microorganismes les plus étudiés sont les champignons et bactéries. On estime qu'un gramme de sol sec contient  $10^9$  bactéries et  $10^6$  champignons, ce qui représente une biomasse respective de 300 à 3000 kg.ha<sup>-1</sup> et de 500 à 5000 kg.ha<sup>-1</sup> (Sylvia et al., 2005; Van-Camp et al., 2004). La diversité de ces communautés est le reflet de leur complexité. Elle englobe : i) la variabilité génétique au sein des taxons (espèces) ; ii) le nombre de taxons (richesse) ; iii) l'abondance relative des taxons (Evenness) ; iv) les groupes fonctionnels au sein de la communauté (Torsvik et Øvreås, 2002). Tardy et al. (2015) ont montré que les richesses bactérienne et fongique expliquaient 49,9 % (respectivement 32,2 et 17,7 %) de la dynamique du COS, dans des sols de friches agricoles. Ils ont également mis en évidence l'influence du mode de gestion des sols sur le degré de cette contribution : après l'incorporation de résidus de cultures dans ces mêmes sols, cette valeur atteignait 77,7 % (dont 77 % expliquée par la richesse fongique). **L'étude des communautés microbiennes est donc primordiale dans l'étude de la dynamique du COS.** Enfin, notons que la biomasse microbienne a un *turnover* considérablement supérieur à celui du réservoir stable (de 0,2 à 6 ans) et est affectée par les mêmes facteurs que ceux de la fraction labile (Stevenson, 1994).

### 1.4.2.2. Matières organiques mortes

#### Le réservoir labile

Le réservoir labile comprend la litière végétale broyée ainsi que la fraction non protégée par la fraction minérale et facilement dégradable par les organismes vivants. La taille de ce réservoir dépend de la nature biologique et des quantités d'intrants organiques, ainsi que des facteurs influençant l'activité microbienne de décomposition, tels que le climat (température, humidité ; Stevenson, 1994). Les résidus végétaux sont présents :

- dans la litière constituée de matières macroorganiques à la surface du sol ;
- dans le sol sous forme de « matières organiques particulaires » (MOP) : fragments de tissus végétaux retrouvés à différents stades de décomposition, mais où des structures cellulaires sont encore reconnaissables. La taille des MOP est variable (du micromètre à quelques dizaines de millimètres) ; les grosses molécules sont seulement mélangées à la fraction minérale, alors que les plus petites peuvent être protégées temporairement par les agrégats (et intègrent alors le réservoir stable, tant qu'elles sont protégées). La quantité de MOS contenue dans cette fraction dépend de nombreux facteurs tels que la quantité d'intrants organiques, le pH, la température, la texture et l'humidité, c'est-à-

dire les facteurs qui influencent directement l'activité microbienne (Six et al., 2002; Stevenson, 1994). La composition de ces MOS est la même ou très voisine de celles des végétaux dont elles sont issues. Elle dépend donc fortement de la nature des couverts végétaux et de leur composition.

Cette fraction est caractérisée par un *turnover* rapide dans les sols (< 20 ans), et sert de source de nutriments pour les plantes. La taille de ce réservoir est généralement inférieure à celle du réservoir stable, néanmoins, il peut représenter entre 10 et 30 % de COS dans certains sols, ce chiffre étant très variable (Shibu et al., 2006; Stevenson, 1994).

### Le réservoir stable

La stabilité biologique, décrite par Baldock et Skjemstad (2000), correspond à « la capacité du carbone organique à résister aux attaques enzymatiques grâce à une hausse de leur résistance correspondant à une stabilité accrue ». Le réservoir stable, selon la littérature, a une taille supérieure à celle du réservoir labile (Song et al., 2012). Les principaux mécanismes impliqués dans la stabilisation de la MOS, qui ont été proposés par Lützow et al. (2006), sont :

- **La récalcitrance chimique** (aussi appelée préservation sélective) qui correspond à la protection de la MOS grâce à sa propre composition, lui conférant une résistance à la biodégradation. C'est notamment le cas des matières organiques carbonisées (charbons), constituées de mélanges hétérogènes de macromolécules biologiques altérées par la chaleur et stabilisées pendant 500 à 10 000 ans (les charbons appartiennent à la catégorie des MOP, étant donné qu'ils ont une structure cellulaire visible).
- **La protection physique** qui correspond à l'effet positif de l'agrégation sur la stabilisation de la MOS : les agrégats représentent des barrières physiques entre les microorganismes et la MOS. Cette protection physique est plus précisément due à : i) la compartimentation des MOS à l'intérieur des agrégats, qui deviennent alors moins accessibles pour les microorganismes et leurs enzymes, qui se trouvent en dehors des pores, ii) la réduction de la diffusion d'oxygène au sein des macropores mais surtout des micropores, iii) une compartimentation des microorganismes. L'inaccessibilité physique des MOS aux microorganismes peut aussi être permise par une disposition de la MOS à l'intérieur de phyllosilicates, par des phénomènes d'hydrophobicité, ou par encapsulation à l'intérieur de macromolécules (Chenu et Stotzky, 2002; Lützow et al., 2006).

- **La stabilisation physico-chimique (interaction avec les surfaces – minérales ou organiques – et avec les ions métalliques)** est définie comme la résultante de l'interaction chimique et physico-chimique entre la MOS avec des surfaces minérales (*i.e.*, argiles et particules limoneuses), ainsi qu'avec d'autres MOS ou encore avec des ions métalliques. Les MOS sont donc protégées de la minéralisation grâce à ces interactions intermoléculaires, qui comprennent, par exemple, les échanges de ligands, la formation de ponts cationiques, des interactions faibles, la complexation avec des métaux (Chenu et Stotzky, 2002; Lützow et al., 2006).

**Il est donc nécessaire de connaître la taille et la proportion de ces réservoirs labiles et stables, pour avoir une idée de la dynamique du COS.**

### *1.4.2.3. Evolution du modèle conceptuel de la dynamique du carbone organique*

Pendant longtemps, le modèle de stabilisation de la MOS reposait sur le phénomène d'humification, c'est-à-dire, la condensation de la MOS en de grandes et sombres macromolécules aromatiques, riches en C et en N et résistantes à la décomposition (les substances humiques). Les quantités de CO<sub>2</sub> émises par les sols, selon ce concept, reposaient donc sur la qualité des MOS (Lehmann et Kleber, 2015). Depuis 2010, grâce à l'évolution des méthodes d'analyses, ce modèle est remis en question et est remplacé par de nouveaux modèles, qui reposent principalement sur l'accessibilité de la MOS aux microorganismes du sol. Un modèle, combinant différents concepts émergents, a été proposé par Lehmann et Kleber (2015) et est présenté dans la figure 6. Il est ainsi admis au sein de la communauté scientifique, que la récalcitrance chimique dans le sol (que l'on supposait jusqu'alors très importante pour la stabilisation de la MOS), ne joue un rôle qu'à court terme sur la stabilité du COS (de l'année à la décennie ; Derrien et al., 2016). Ce sont les mécanismes de protections physique et physico-chimique qui prédominent car ils impliquent la matrice minérale du sol et se développent à une échelle de temps supérieure (plusieurs décennies). Les termes « humification » et « substances humiques » sont désormais abandonnés dans les modèles de dynamique et de stabilisation du COS. Ils sont toutefois conservés pour se référer aux concepts traditionnels qui reposent sur des méthodes de fractionnement encore utilisées aujourd'hui (fractionnement chimique, voir section 1.8.3).

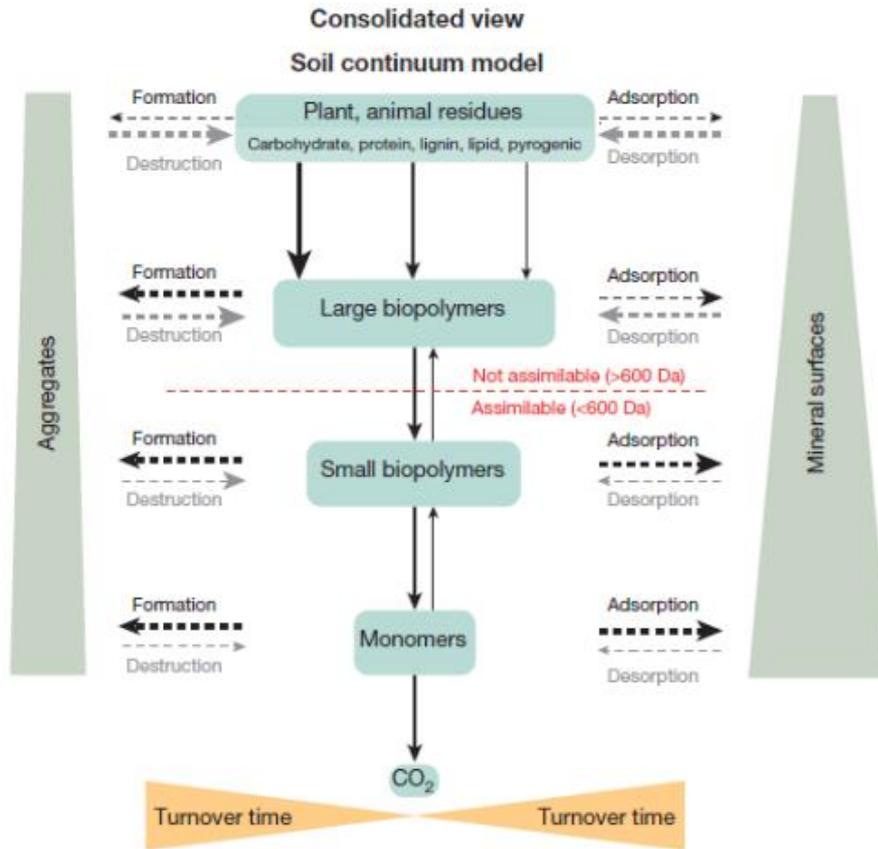


Figure 6. Schéma conceptuel de la dynamique de carbone organique (issu de Lehmann et Kleber, 2015)

La matière organique ne s'accumule pas indéfiniment dans les sols. L'accumulation est rapide au cours des premières années, puis ralentit et atteint un état d'équilibre au bout d'une période d'environ 100 ans dans des sols dont le matériel parent a une texture fine et 1500 ans dans les sols sableux (Stevenson, 1994). Les processus de stabilisation résultent de nombreux facteurs (*e.g.*, conditions pédoclimatiques, végétation, mode d'occupation des sols), qui sont, en général, en forte interaction entre eux.

## 1.5. Stockage de carbone organique : influence des facteurs naturels

### 1.5.1. Climat : température de l'air

La littérature met en évidence l'effet de la température de l'air sur la dynamique de COS. Burke et al. (1989) ont montré que l'augmentation de la température stimulait l'activité biologique des sols et accélérât ainsi la dégradation de la MOS. Raich et Schlesinger (1992) ont confirmé cette hypothèse en montrant qu'une augmentation de 10°C de la température de l'air diminuait le temps de résidence de COS d'un facteur 2 ou 3. L'effet de la température est plus prononcé sur la fraction labile que sur la fraction stable (Quideau et al., 2001 ; Song et al., 2012). Cependant,

selon Song et al. (2012) une augmentation de la température pourrait également entraîner une diminution de la biomasse microbienne et du COS dissout, en lien avec une diminution des apports par les végétaux. Les alternances des saisons ont un effet sur la concentration en carbone organique du sol (CCOS ; Hevia et al., 2003).

### 1.5.2. Climat : pluviométrie

Selon Burke et al. (1989), la CCOS dépend des précipitations moyennes annuelles : elle augmenterait avec les précipitations jusqu'à atteindre une valeur optimale pour des précipitations annuelles égales à 800 mm, et se stabiliserait au-delà. Les précipitations induisent une augmentation de la production primaire par la plante et donc des apports plus importants de C dans le sol. La valeur seuil atteinte pour les précipitations supérieures ou égales à 800 mm correspond à un équilibre entre la vitesse de décomposition du C et la vitesse d'entrée des résidus végétaux dans le sol. Selon Song et al. (2012), la CCOS totale et la fraction stable ne sont pas significativement modifiées pour une élévation des précipitations ; en revanche, la taille de la fraction labile semble s'accroître avec la hausse des précipitations. Enfin, la pluviométrie a une influence sur l'humidité du sol et l'activité biologique. La minéralisation serait maximale pour un degré de saturation en eau de la porosité de l'ordre de 50-75 % (Linn et Doran, 1984; Scott et al., 1996). L'augmentation de l'humidité peut stimuler l'activité microbienne, mais dans un contexte où l'humidité est déjà forte, son augmentation risque d'altérer la disponibilité de O<sub>2</sub> et d'inhiber l'activité microbienne (Balesdent et al., 2000).

### 1.5.3. Propriétés du sol

#### 1.5.3.1. *Texture*

La texture du sol a un effet significatif sur la stabilisation de la MOS : la CCOS stable augmente avec les teneurs en argiles et limons (Hassink, 1997; Hevia et al., 2003; Six et al., 2002). Hassink (1997) a notamment proposé une relation entre CCOS stabilisée et les teneurs en argiles et en limons. Cette relation, toutefois discutée dans la littérature, sera présentée par la suite (Baldock et Skjemstad, 2000; Six et al., 2002). Six et al. (2002) et Baldock et Skjemstad (2000) ont également mis en évidence un effet du type « argiles » (1:1 vs. 2:1) sur la fraction stable de COS, cet effet n'ayant pas été relevé par Hassink (1997). Ces deux types d'argiles sont caractérisés par des surfaces spécifiques et des capacités d'échange cationique (CEC) différentes (*e.g.*, la kaolinite, qui est une argile de type 1 :1, a une CEC comprise entre 3 et 15 meq.100 g<sup>-1</sup> alors que la smectite, argile de type 2 :1, a une CEC de 80 à 150 meq.100 g<sup>-1</sup>),

qui influencent probablement leur capacité à interagir avec la MOS (Six et al., 2002). Les argiles de type 1 :1 se trouvent plutôt dans les zones de climats (sub)tropicaux (humidité et température élevées) où la vitesse de dégradation de la MOS est élevée. Enfin, Six et al. (2002) émettent l'hypothèse que les sols où les argiles de type 1:1 dominent, contiennent généralement plus d'oxydes de fer et d'aluminium. Si ceux-ci sont en compétition avec la MOS pour l'adsorption à la surface des argiles, ils peuvent aussi flocculer avec la MOS du sol et ainsi la stabiliser.

Le matériau parent est, en condition naturelle, à l'origine des propriétés minérales du sol : il influence fortement la texture et la nature des argiles et a donc un effet indirect sur le SCOS (Stevenson, 1994 ; Wagai et al., 2008).

### 1.5.3.2. Structure du sol

La structure d'un sol se définit comme étant l'arrangement tridimensionnel des particules solides du sol formant des espaces poreux (Baldock, 2002). La structure, influencée par la granulométrie du sol, a également un effet sur la stabilité de COS à travers :

- son effet sur la disponibilité du dioxygène (O<sub>2</sub>) et de l'eau ;
- son rôle dans la compartimentation du COS, qui devient moins accessible aux microorganismes du sol ;
- son rôle dans la compartimentation de la biomasse microbienne, moins accessible à la faune du sol ;
- son rôle dans la dynamique de l'agrégation (Baldock et Skjemstad, 2000).

Ainsi, la texture du sol, de même que la structure, constituent la base de la protection physique, définie précédemment.

### 1.5.3.3. pH

Le pH est fortement corrélé à la MOS qui agit comme un tampon : dans un sol acide, elle offre de nombreux sites chargés négativement pour lier les protons (H<sup>+</sup>) et augmenter ainsi le pH ; dans un sol basique, elle peut devenir source d'ions H<sup>+</sup>, acidifiant le sol. Dans les deux cas, la solution de sol tend vers un pH neutre, bien qu'elle soit conditionnée par la nature alcaline de la matière organique entrant dans le sol (McCauley et al., 2017; Ritchie et Dolling, 1985). De plus, le pH influence l'activité microbienne : les pH acides inhibent la croissance bactérienne, mais favorisent la croissance fongique (jusqu'à un pH minimum de 4,5). Une augmentation du

pH entraîne cependant une augmentation globale de la respiration basale des sols, et donc de l'activité microbienne (Rousk et al., 2009).

### 1.5.3.4. *Nutriments disponibles*

Les cycles biogéochimiques du C et de N sont extrêmement liés étant donné que leur origine dans le sol est principalement la même (apport de matières organiques dans le sol). De plus, la disponibilité en N dans le sol influence l'activité microbienne. Ainsi, les teneurs en COS et N (totN ; qui est principalement organique) dans le sol permettent de calculer le rapport C/N, qui est un indicateur de l'état de dégradation de la MOS : s'il est inférieur à 8, il traduit une décomposition intense de la MOS ; s'il est supérieur à 12, il traduit une accumulation de la MOS (et donc du COS). De ce fait, la disponibilité en N a un effet sur COS, et ce, particulièrement dans la fraction labile (Six et al., 2002). Les cations échangeables ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) et oligo-éléments (*e.g.*, Fe, Mn, Cu, Zn, Bore) du sol ont également un effet sur la stabilisation des MOS à travers la mise en place de ponts cationiques (protection physico-chimique) et sont également nécessaires aux plantes, leur permettant une meilleure production de biomasse (Agboola et Corey, 1973; McCauley et al., 2017; Oades, 1984).

### 1.5.4. **Végétation**

En milieu naturel, les plantes sont à la base de l'apport de COS dans le sol, à travers la litière et la rhizodéposition (*i.e.* processus de libération de composés organiques par les racines vivantes dans le sol). Des études ont mis en évidence l'effet de la végétation sur SCOS. Par exemple, Quideau et al. (2001) ont étudié l'effet des espèces d'arbres sur la composition de la MOS, ainsi que sur CCOS (en distinguant la fraction stable et la fraction non protégée), en se focalisant sur l'horizon A (horizon de surface du sol). Ils ont mis en évidence que le type de végétation avait un effet significatif sur la CCOS totale et sur la CCOS stable, ainsi que sur la composition de la MOS stable. Les processus de décomposition de la MOS sont spécifiques à l'espèce végétale présente, qui influence les populations de microorganismes présentes, ainsi que les symbioses avec des mycorhizes. D'autre part, la composition biochimique de la litière restituée au sol dépend de l'espèce en présence. Ces résultats ont été confirmés par d'autres études, et complétés par l'introduction de la notion de microclimat humide, induit par les populations denses d'arbres (Azlan et al., 2013; Carvalhais et al., 2014; Finzi et al., 1998). Néanmoins, il a été mis en évidence, que dans les climats tempérés, les écosystèmes occupés par des prairies et arbustes présentaient un temps moyen de résidence du COS presque deux

fois plus long que ceux occupés par des forêts (41,3 ans vs. 23,5 ans ; Carvalhais et al., 2014). Il semblerait que, tout autre facteur étant constant, les prairies stockent du COS à plus long terme que les forêts. Selon Stevenson (1994), les raisons à l'origine de cette différence sont que contre toute attente, les prairies soient capables de produire et d'apporter plus de matière organique au sol que les forêts. En effet, la rhizosphère est plus dense chez les herbacés que chez les arbres, dans les 30 premiers cm de sol. Or, les rhizodépôts constituent des apports au moins équivalents à ceux des parties aériennes. De plus, la MOS des rhizodépôts a généralement un temps moyen de résidence supérieur à celui de la MOS issue des parties aériennes, du fait de la protection physique, physico-chimique et de la récalcitrance de la MOS dans la rhizosphère (Rasse et al., 2005). En lien avec cette hypothèse, le processus de nitrification serait également inhibé dans les sols de prairies, induisant alors une préservation de l'N organique et par conséquent, du COS (Stevenson, 1994).

Ainsi, le climat, le matériau parent, les propriétés intrinsèques du sol, le type de végétation ont un effet sur SCOS. La topographie a aussi un effet indirect sur SCOS, à travers son influence sur l'écoulement/la rétention des eaux de pluies (Stevenson, 1994).

### 1.5.5. Mode d'occupation des sols

Le SCOS est également différent en fonction des modes d'occupation des sols, en lien avec des modes de gestion différents. Par exemple, en France, les sols agricoles, et notamment les vergers et les vignes, ont le plus faible SCOS (3,5-5,0 kgC.m<sup>-2</sup> ; Figure 7), du fait des pratiques culturales perturbant les sols (*e.g.*, moissons, labour). Au contraire, les prairies et forêts montrent un SCOS plus élevé (8,0 kgC.m<sup>-2</sup>). Ainsi, la conversion d'un sol forestier en sol agricole induit généralement une perte de C dans les sols (Rhoades et al., 2000).

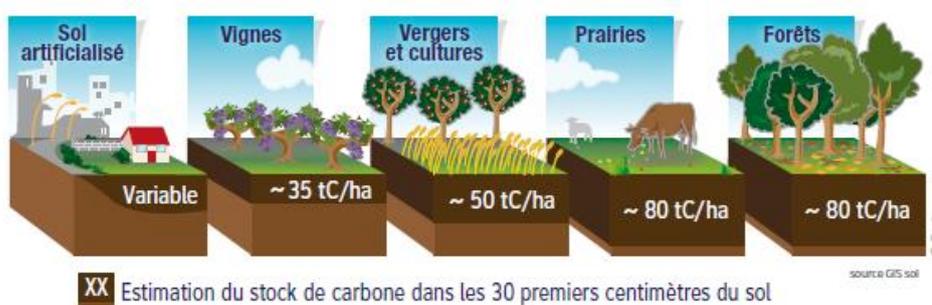
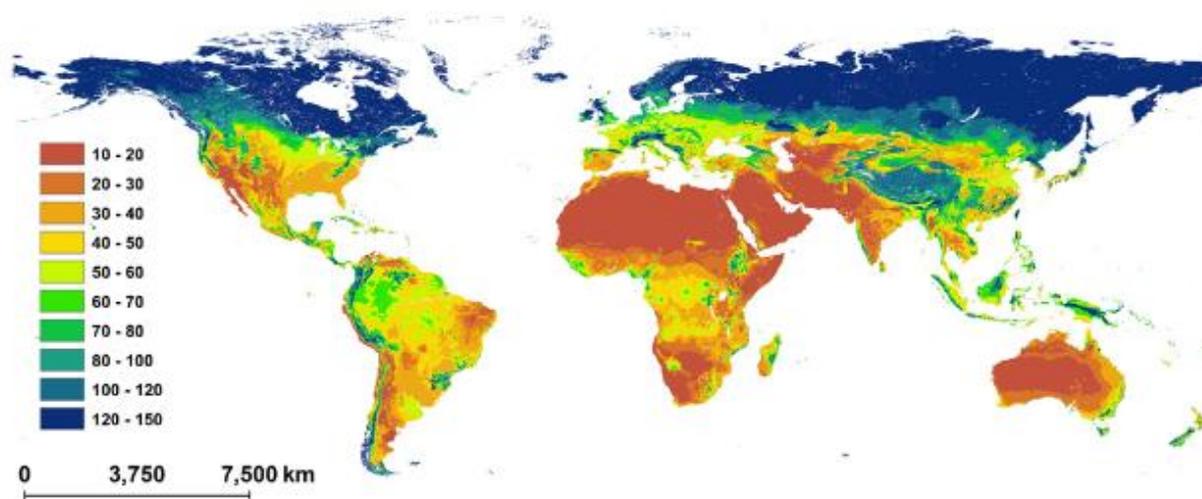


Figure 7. Stock de carbone organique estimé pour différents modes d'occupation des sols (source : ADEME, 2014)

Finalement, l'ensemble des facteurs impliqués dans les SCOS induit une distinction de différents biomes terrestres (*i.e.* ensemble d'écosystèmes présentant des similarités importantes au niveau climatique et des espèces hébergées) : forêts boréales, forêts tempérées, forêts tropicales, déserts, toundras, prairies/zones arbustives tempérées, zones cultivées, etc. (Carvalho et al., 2014; Stockmann et al., 2015). Ces biomes ont été uniquement déterminés pour les milieux « naturels » et agricoles (milieux non urbains), et sont caractérisés par des SCOS différents visibles à l'échelle mondiale (Figure 8 ; Minasny et al., 2017).



**Figure 8. Stock de carbone organique dans les sols à l'échelle mondiale (0-30 cm de profondeur) en tonnes de C par hectare (carte issue de Minasny et al., 2017)**

### 1.6. Les caractéristiques du milieu urbain

Le milieu urbain représente l'un des six écosystèmes terrestres identifiés en France métropolitaine (littoral, forestier, forestier pionnier, agricole, montagneux, urbain ; Maresca et al., 2011). Ainsi, les sols urbains appartiennent à des écosystèmes spécifiques, qui n'ont été considérés pendant très longtemps que comme des supports de bâtiments, de routes ou autres infrastructures. Les services écosystémiques potentiellement rendus par ces sols (dont celui de régulation du changement climatique) ont été longtemps ignorés, et la compréhension de ces potentiels est rendue difficile par la forte hétérogénéité de ces sols. A ce jour, les études concernant les sols urbains correspondent surtout à des études de cas ponctuelles : par exemple, l'estimation globale de SCOS dans les sols urbains, contrairement aux autres modes

d'occupation, n'est pas encore possible, à l'échelle de la France (Figure 7). Un effort est donc nécessaire pour comprendre leurs propriétés, et le rôle éventuel qu'ils peuvent jouer, dans la lutte contre le changement climatique.

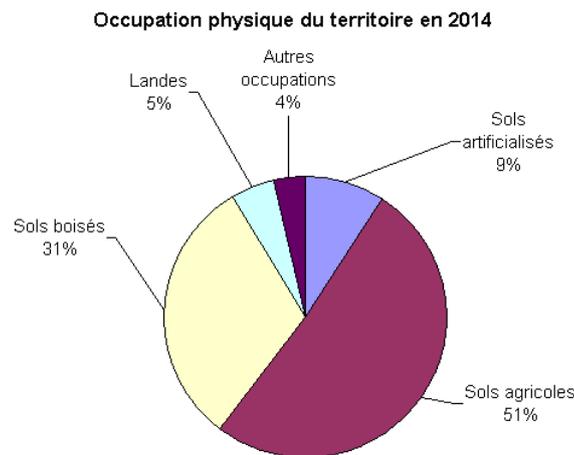
### 1.6.1. Le phénomène d'artificialisation en lien avec une démographie urbaine en pleine expansion

Les sols artificialisés correspondent aux surfaces retirées de leur état naturel (jachère, prairie naturelle) ou de leurs usages forestiers ou agricoles (Béchet et al., 2017). Selon la nomenclature de l'occupation des sols proposée par Corine Land Cover, les espaces artificialisés recouvrent les zones urbanisées (tissu urbain continu ou discontinu), les zones industrielles et commerciales, les réseaux de transport, les mines, carrières, décharges et chantiers, ainsi que les espaces verts artificialisés. Les sols de ces espaces artificialisés sont aussi appelés SUITMA (*Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas* ; acronyme proposé par W. Burghardt, en 1998). Ces sols, peuvent avoir été fortement perturbés par les activités anthropiques, à travers de très nombreux processus tels que la transformation, le mélange, l'augmentation de l'épaisseur ou, au contraire l'excavation, le compactage, le nivellement du terrain, le scellement, l'apport de matériaux exogènes (artefacts), qui peuvent être des déchets (organiques, inertes, toxique), débris de construction, matériaux de dragage, remblayage. Néanmoins, ces sols peuvent également avoir conservé leurs propriétés pseudo-naturelles, notamment en milieu urbain, où des sols fortement perturbés en profondeur peuvent être voisins spatialement de sols très faiblement modifiés (Morel et al., 2015c).

Les sols artificialisés (ou SUITMA) recouvrent approximativement 3 % du territoire mondial, ce nombre étant variable selon les études et la définition choisie (Liu et al., 2014; Morel et al., 2015a). D'ici 2030 et par rapport aux années 2000, il est prévu que les sols urbains voient leur surface augmenter de 1,2 million de km<sup>2</sup>, ce qui représente 110 km<sup>2</sup> (ou encore la surface de la ville de Paris) par jour pendant 30 ans (Seto et al., 2012).

En France, l'enquête Teruti-Lucas agrège des observations de terrain réalisées sur un échantillon représentatif de l'ensemble du territoire français. Elle permet de suivre annuellement l'évolution de l'occupation des sols depuis 1981 (Service de la Statistique et de la Prospective, 2010) et met en évidence une hausse du phénomène d'artificialisation. En effet, en France, les surfaces artificialisées sont passées entre 2006 et 2009 de 4,6 à 4,9 millions d'hectares, ce qui représente une progression moyenne de 86 000 hectares par an. À ce rythme, les espaces agricoles et « naturels », perdent 236 hectares par jour, ce qui correspond à la

superficie d'un département français moyen (610 000 hectares) tous les sept ans (Service de la Statistique et de la Prospective, 2010). L'artificialisation des sols progresse encore, avec 490 000 hectares gagnés entre 2006 et 2014 (Service de la Statistique et de la Prospective, 2015a). Ces sols artificialisés représentent désormais 9,3 % du territoire métropolitain (Figure 9). Près de la moitié des terres artificialisées entre 2006 et 2014 sont destinées à l'habitat individuel et 16 % aux réseaux routiers et es sols imperméabilisés, bâtis ou non, occupent deux tiers de l'ensemble des sols artificialisés (Service de la Statistique et de la Prospective, 2015a).



**Figure 9. Occupation physique du territoire en 2014, en France métropolitaine** (source : Ministère français de l'Agriculture)

La hausse du phénomène d'artificialisation est principalement liée à la hausse de la démographie urbaine. Au recensement de 2007, à l'échelle mondiale, plus de 50 % de la population mondiale vivait en ville ; et il est prévu que, d'ici 2050, ce chiffre atteigne 70 % (Nations Unies, 2012). En ce qui concerne la France métropolitaine, selon l'INSEE, en 2007, 47,9 millions d'habitants vivaient dans des espaces urbains, soit 77,5 % de la population métropolitaine (Clanché et Rascol, 2011).

### 1.6.2. Les sols urbains : définition

L'urbanisation (étalement des zones urbaines et périurbaines) est le principal moteur de l'artificialisation des sols (Béchet et al., 2017). Le sol « urbain », est un sol artificialisé (à usage ni agricole ni forestier), qui est, de plus, un élément primordial du paysage urbain. Dans nos travaux, ce paysage urbain correspond à l'aire urbaine. Selon l'INSEE, une aire urbaine est « un ensemble de communes, d'un seul tenant et sans enclave, constitué par un pôle urbain (unité urbaine) de plus de 10 000 emplois, et par des communes rurales ou unités urbaines (couronne

périurbaine) dont au moins 40 % de la population résidente, ayant un emploi, travaille dans le pôle ou dans des communes attirées par celui-ci » (Figure 10).

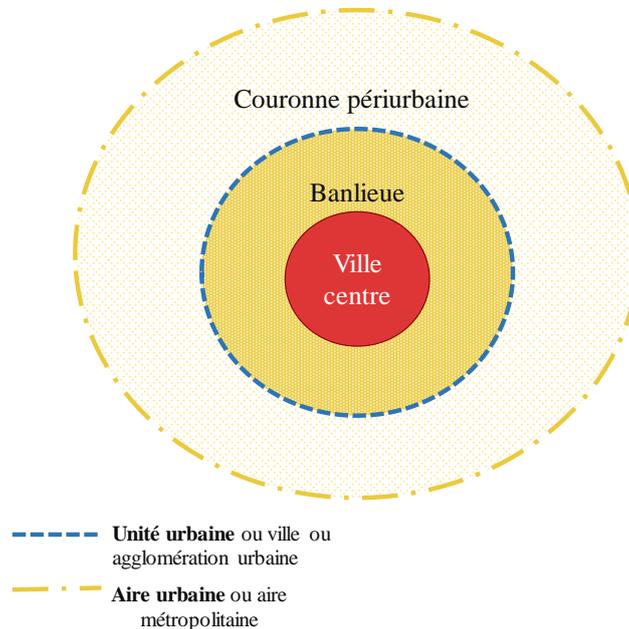


Figure 10. Découpage des aires urbaines et unités urbaines selon l'INSEE

### 1.6.3. La classification des sols urbains

Les sols urbains sont le support d'un large panel d'activités. Ils constituent par exemple le support de bâtiments (*e.g.*, d'habitation, commerciaux, industriels), d'infrastructures (*e.g.*, routières, ferroviaires), d'installations de loisirs (*e.g.*, sportives, récréatives) ou encore la production de biomasse dans les jardins potagers ou parcs (Béchet et al., 2009). Ils sont le lieu d'activités humaines souvent intenses et permanentes qui modifient l'organisation des sols et qu'Arrouays et al. (1995) proposent de qualifier de « processus anthropo-pédogénétiques ». Ces processus, souvent liés aux pratiques d'aménagement, incluent notamment le mélange, l'incorporation et l'exportation de matériaux terreux et techniques, le tassement et scellement partiel ou total ; ce qui conduit à une forte perturbation de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques. Les processus anthropo-pédogénétiques perturbent donc l'équilibre dynamique des sols urbains et amènent souvent à une évolution rapide de leurs propriétés intrinsèques. Lorsqu'ils ont été fortement perturbés en profondeur, les sols urbains peuvent être considérés comme des sols jeunes, en pleine pédogénèse. Ils présentent ainsi une forte hétérogénéité spatiale (horizontale et verticale) et temporelle de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques (Craul, 1992). Ainsi, une classe supplémentaire a été ajoutée dans les classifications des sols afin de traduire leur particularité. Au niveau international, la World Reference Base for

soil resources (WRB, IUSS Working Group, 2015) propose deux classes pour les sols perturbés par les processus anthropo-pédogénétiques : **les Anthrosols et les Technosols**. Les Anthrosols sont des sols naturels profondément modifiés par des activités humaines principalement agricoles, comme l'incorporation intensive de matières organiques et de déchets organiques ménagers, l'irrigation et la culture intensive. Les Technosols sont des sols très fortement influencés par l'Homme et composés de matériaux techniques. Ils comportent au moins 20 % d'artéfacts (matériaux fabriqués par l'Homme ou provenant artificiellement du sol) et/ou sont scellés (confinés) par des matériaux d'origine humaine. Ils peuvent également être construits par l'Homme avec des matériaux anthropiques et naturels déplacés ou intégrer une géomembrane. Au niveau national, le Référentiel Pédologique Français a créé la classe des Anthroposols, définis comme étant des sols fortement modifiés par l'activité humaine (Arrouays et al., 1995 ; Baize et al., 2009). Le RPF définit cinq types de sol fortement anthropisés selon le degré d'influence de l'Homme dans sa mise en place et la nature des matériaux qui sont à l'origine du sol. Il s'agit des :

- **Anthroposols transformés** issus de modifications anthropiques de sols naturels en zones rurales pour améliorer la fertilité des sols et permettre une production d'aliments suffisante pour nourrir la population et/ou protéger la ressource en sol. Le sol naturel n'est plus reconnaissable ou a acquis de nouvelles morphologies et propriétés (sur plus de 30 cm d'épaisseur) qui ne lui permettent pas d'être rattaché à d'autres références. Il s'agit donc d'un concept très restrictif, auquel peu de sols agricoles peuvent être rattachés ;
- **Anthroposols artificiels** qui se développent sur des matériaux variés non pédologiques, apportés par l'Homme (= matériaux anthropiques ; *e.g.*, déblais de mines ou de carrières, déchets domestiques, boues résiduelles, scories, gravats, décombres). Pour être rattaché aux Anthroposols artificiels, un solum doit être constitué, dans sa partie supérieure et sur une épaisseur d'au moins 50 cm, par de tels apports ou accumulations. Ces matériaux peuvent être mélangés à des matériaux terreux mais ils constituent plus de 50 % du volume de la couche considérée.
- **Anthroposols reconstitués** issus d'opération de génie pédologique visant à fabriquer volontairement un sol à partir de matériaux pédologiques transportés (*e.g.* terre végétale), remaniés voire mélangés, puis mis en place dans les jardins, parcs et espaces verts pour les plantations de végétaux. L'objectif est, par exemple, dans le cas d'opérations de végétalisation, d'obtenir un sol fertile.

- **Anthroposols construits** issus d'une action volontaire visant à fabriquer un sol à partir de matériaux technologiques, considérés comme des déchets, pour permettre l'installation d'une végétation. L'objectif est d'obtenir un milieu susceptible d'accueillir rapidement, dans de bonnes conditions physiques, chimiques et biologiques, une végétation capable de jouer à la fois un rôle esthétique (verdure) et un rôle de protection contre l'érosion éolienne et hydrique.
- **Anthroposol archéologique** ayant subi des modifications anthropiques anciennes (sur plus de 50 cm d'épaisseur depuis la surface), notamment par apport de matériau archéo-anthropique, qui sont présents à plus de 20 % du volume de la couche considérée.

### 1.6.4. Les propriétés des sols urbains

Du fait des processus anthropo-pédologiques présents, les propriétés des sols urbains sont souvent très spécifiques : par exemple, l'étude de la texture des sols montre qu'ils présentent souvent des teneurs faibles en argiles et élevées en sable, par comparaison avec les sols « naturels » (Schwartz et al., 2015). Les processus anthropo-pédologiques peuvent également perturber le cycle de l'eau en milieu urbain, notamment sur les sols scellés (*i.e.* imperméabilisés), où le taux de ruissellement est très élevé et où l'infiltration est faible (Figure 11). De plus, la température de l'air, donc également du sol, est globalement plus élevée en milieu urbain (de Munck et al., 2010). Ces caractéristiques particulières ont un effet sur la dynamique et la nature des MOS. Les principaux facteurs influençant le SCOS dans les sols urbains sont le degré d'imperméabilisation, les contraintes mécaniques appliquées à la surface du sol, l'âge des territoires urbains, et la distribution spécifique du COS dans les profils de sols urbains liés au développement à long terme d'une couche « culturelle » riche en MOS ; la couche culturelle étant le résultat d'une activité anthropique à long terme sur ces sols (Vasenev et al., 2013). Lorenz et Lal (2014) mettent en avant la grande variabilité des valeurs de SCOS dans les sols urbains avec une méta-analyse des résultats obtenus dans la littérature. Par exemple, pour une profondeur de 30 cm à Stuttgart en Allemagne, il a été montré que le SCOS variait entre 0,7 kgC.m<sup>-2</sup> et 23,2 kgC.m<sup>-2</sup> (Stahr et al., 2003, cités par Lorenz et Lal, 2015). De même, pour 0-100 cm de profondeur, dans la même ville, le SCOS variait entre 1,5 et 28,5 kgC.m<sup>-2</sup>, cette gamme étant comparable à la variation de SCOS dans l'ensemble des biomes terrestres (0,8 – 25,4 kgC.m<sup>-2</sup>), mais sur une bien plus petite échelle spatiale (Lorenz et Lal, 2009 ; Robinson, 2007).

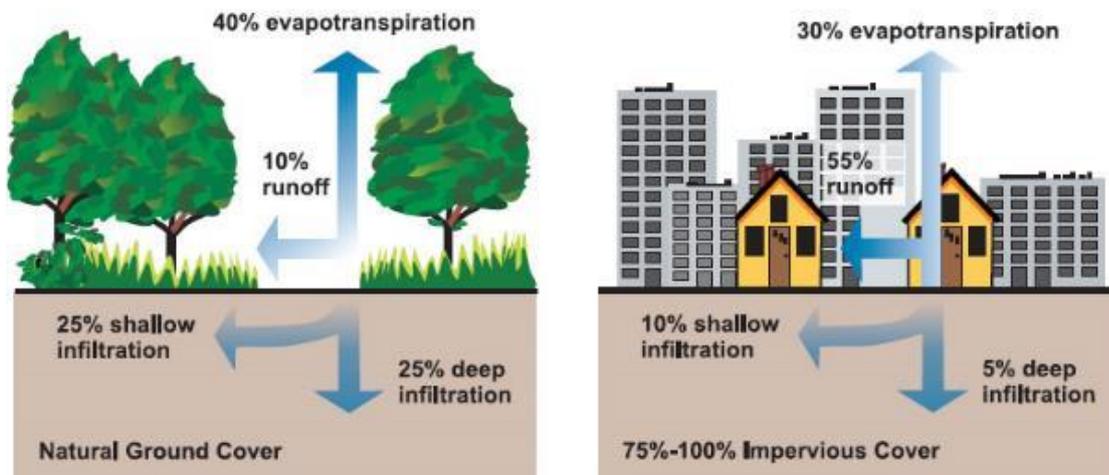


Figure 11. Cycle des eaux pluviales dans les sols ouverts, sous couvert végétal, et dans les sols scellés (Source : US Environmental Protection Agency, 2003)

#### 1.6.5. Un manque de considération des services écosystémiques rendus par les sols urbains

Blanchart et al. (2018) ont montré qu'en France, les sols urbains étaient principalement vus comme des surfaces à urbaniser ou comme des milieux potentiellement très pollués. Ainsi, les projets d'aménagement urbain ne tiennent pas compte des services écosystémiques que ces sols peuvent rendre. Or, les sols urbains assurent de nombreuses fonctions et sont capables de rendre des services écosystémiques qu'il faudrait préserver et valoriser : drainage de l'eau, substrat et support d'espaces verts, habitat pour les microorganismes, stockage de C (Morel et al., 2015c). Leur rôle dans le développement durable des écosystèmes urbains, et leur contribution au confort des habitants des villes sont d'ailleurs largement reconnus (Adhikari et Hartemink, 2016 ; Figure 12).

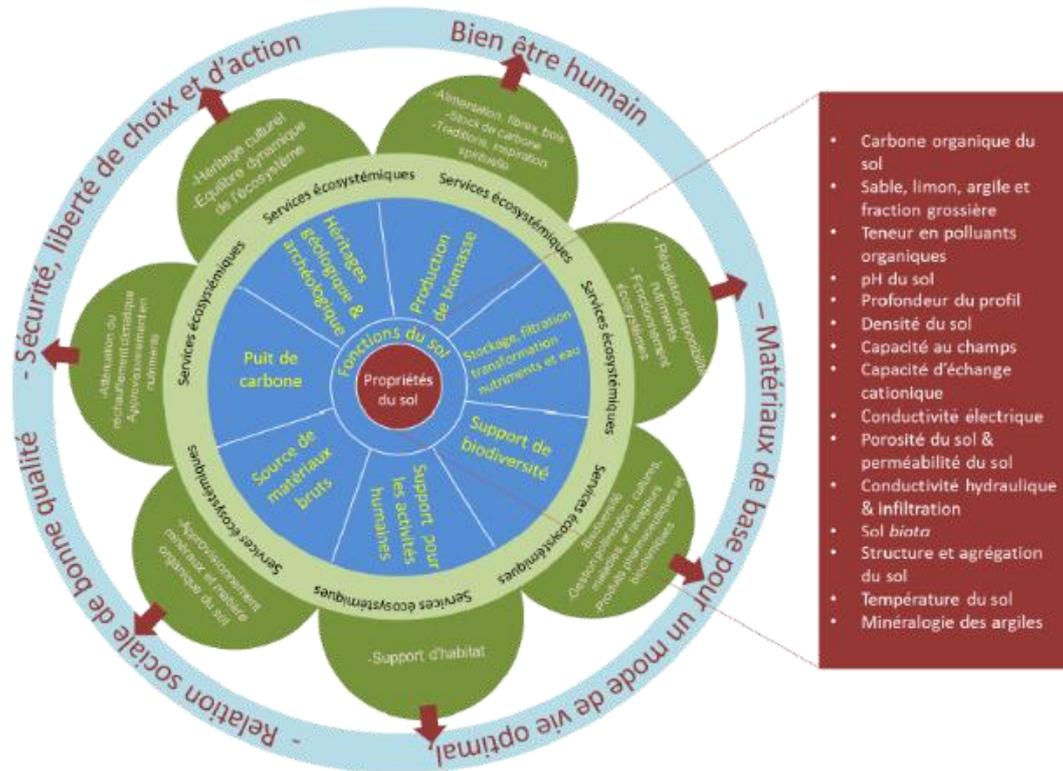


Figure 12. Diagramme conceptuel reliant les propriétés du sol et les services écosystémiques rendus par les sols urbains répondant au bien-être humain (traduit de Adhikari et Hartemink, 2016)

## 1.7. Bilan carbone en milieu urbain

### 1.7.1. Emissions de gaz à effet de serre dans les milieux urbains

L'urbanisation contribue aux changements climatiques. En effet, le milieu urbain correspond au milieu dans lequel la population habite et consomme le plus, et l'urbanisation s'accompagne de l'émission de très grandes quantités de GES. Les zones urbaines contribuent à ce jour, à plus de 70 % des émissions totales de CO<sub>2</sub> par la consommation d'énergies fossiles (charbon, pétrole et gaz naturel). Par exemple, en 2015, la ville de New York (NYC) a émis 52 millions de tonnes d'équivalent CO<sub>2</sub> (eq CO<sub>2</sub>) dans l'atmosphère, ce qui représente environ 2 tonnes par seconde (NYC Mayor's office, 2017). Ces valeurs sont amenées à augmenter, au niveau mondial, avec l'urbanisation croissante : d'ici 2030, les émissions globales de CO<sub>2</sub> provenant du milieu urbain devraient atteindre 76 % des émissions globales. Compte tenu de l'ampleur des émissions de CO<sub>2</sub>, si les villes et leurs autorités prenaient des mesures pour atténuer le changement climatique, cette croissance pourrait être réduite (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos et International Energy Agency, 2008). Par exemple, à NYC, malgré les fortes émissions constatées en 2015, elles restent inférieures à celles de 2005 : les émissions de CO<sub>2</sub> ont en effet été réduites de 14,8 % entre 2005 et 2015, grâce à une meilleure gestion des ressources (NYC Mayor's office, 2017). Selon Churkina (2012) qui cite Odum (1997), la

quantité d'énergie consommée par unité de surface et par an, en milieu urbain, est 1 000 fois supérieure à celle consommée en milieu forestier.

### 1.7.2. Stocks et stockage de carbone organique dans les sols urbains

Les sols urbains ouverts (non scellés) sont à distinguer des sols urbains scellés. Bien que leurs propriétés agronomiques aient été longtemps ignorées, ainsi que leur rôle dans les bilans de GES, il a été prouvé par de nombreuses études que les concentrations et stocks dans les sols urbains ouverts étaient du même ordre de grandeur, voire supérieurs, à ceux des milieux non urbains (Edmondson et al., 2014a; Pouyat et al., 2009; Vasenev, 2014). En France métropolitaine, Joimel et al. (2016) ont montré que dans le premier horizon de sol (0-30 cm), la CCOS était équivalente entre les sols forestiers, les sols des jardins familiaux urbains et les SUTMA (2,7 %, 2,6 % et 3,7 %, respectivement). Oktaba et al. (2018) ont mis en évidence une plus grande concentration de MOS stabilisée par voie physico-chimique, dans les sols de zones résidentielles et des parcs urbains que dans les sols agricoles périphériques, alors que leurs teneurs en MOP labiles n'étaient pas significativement différentes. Notons que si les teneurs en argiles et en limons n'étaient pas significativement différentes entre les parcs et les sols agricoles, elles étaient plus élevées dans les sols résidentiels. Ce résultat leur a permis de montrer que, dans les sols urbains, les facteurs liés au contexte urbain peuvent avoir une influence plus forte sur la stabilisation de la MOS que les facteurs naturels.

### 1.7.3. Les facteurs liés au contexte urbain influençant le COS

Les facteurs perturbant la dynamique du COS des espaces non imperméabilisés, ainsi que leur SCOS, qui ont été étudiés dans la littérature sont principalement : l'historique et le type d'usage des sols, le mode de gestion, le type de couvert végétal. Ces facteurs ont en effet, en milieu urbain, des caractéristiques spécifiques, et ont donc des effets différents sur SCOS, par rapport aux milieux non urbains.

#### 1.7.3.1. *L'origine des sols*

Le facteur historique influence fortement le SCOS. La stratégie de mise en place ou de réhabilitation de sites, en milieu urbain, a notamment un très fort effet sur SCOS. Par exemple, les apports de matériaux terreux peuvent augmenter le SCOS à un point donné de l'espace et à un instant t. Au contraire, les processus anthropo-pédogénétiques de décapage des sols, lors de l'aménagement d'un site, entraînent une diminution de SCOS (Trammell et al., 2011 ; Lorenz et Lal, 2009). L'âge du site joue un rôle majeur dans la détermination du SCOS, mais les

résultats divergent dans la littérature. Bae et Ryu (2015) qui ont une approche diachronique (deux échantillonnages avec 10 ans d'intervalle) ont mis en évidence un phénomène de stockage de COS dans un site nouvellement construit ; les quantités stockées dépendant de l'usage précédent des sols. Au contraire, à l'échelle de la ville, Vasenev et al. (2014) qui ont une approche synchronique, ont montré que sur 0-10 cm, les villes jeunes (datant des années 1950) présentaient un SCOS plus élevé que des villes plus anciennes.

### 1.7.3.2. Le type d'usage des sols

D'après la littérature, le type d'usage des sols (*e.g.*, usage récréatif, résidentiel, ou industriel) a un fort effet sur SCOS. En effet, Vasenev et al. (2014) estiment, dans leur étude que le SCOS des zones de loisirs est trois fois supérieur à celui des zones industrielles dans les horizons 0-10 cm et 10-150 cm. De même, une étude menée en Chine dans la ville de Kaifeng, montre que le SCOS, sur 0-10 cm de profondeur dans des espaces végétalisés, varie de 19,1 MgC.ha<sup>-1</sup> dans des zones résidentielles/administratives à 33,7 MgC.ha<sup>-1</sup> dans des zones récréatives (Sun et al., 2010). Pour une profondeur de 0-100 cm dans la même ville, SCOS varie de 69,9 MgC.ha<sup>-1</sup> dans des zones résidentielles/administratives à 110,2 MgC.ha<sup>-1</sup> dans des zones culturelles/éducatives. Enfin, Joimel et al. (2016) ont mis en évidence que le phénomène d'anthropisation stimulait la capacité de stockage de C dans les SUTMA et plus particulièrement les sols de jardins urbains. En effet, leur SCOS est équivalent à celui des sols forestiers et de prairies, ceci grâce à des apports de matières organiques exogènes (incorporation de déchets et sous-produits issus de l'activité humaine, tels que des composts, déchets verts, boues, dans les SUTMAs, et fertilisation des jardins). Globalement, les résultats de la littérature ne permettent pas de déterminer une tendance de SCOS en fonction des types d'usage. Les études convergent sur le fait que ce facteur influence le SCOS, en milieu urbain. Il a également été mis en évidence que la distribution de SCOS le long d'un transect qui va de l'hyper-centre au périurbain, était modifiée par les activités humaines, avec un SCOS supérieur en ville que dans les sols périurbains, notamment en profondeur (Foti et al., 2017; Oktaba et al., 2018; Vasenev et al., 2014). Edmondson et al. (2012) ont, quant à eux, montré que la contribution des horizons profonds (20-100 cm) pour le stockage de C est du même ordre de grandeur que celui des sols sous prairies, en climat tempéré.

### 1.7.3.3. Le type de gestion

Le mode de gestion des sols urbains non imperméabilisés et du couvert végétal (*e.g.*, fertilisation, irrigation, taille des arbres) a un effet significatif sur SCOS. Par exemple, Pouyat

et al., 2009 ont montré que l'irrigation et la fertilisation de pelouses, adaptées aux conditions pédoclimatiques d'une région, pouvait amener le sol à stocker deux fois plus de C que le sol natif de cette même région. De même, Edmondson et al. (2014a) ont montré une différence significative de SCOS entre les jardins domestiques et les jardins publics, d'une même ville, du fait d'une gestion plus intensive dans les premiers. La littérature met ainsi en évidence que les effets du mode de gestion des sols peuvent dépasser ceux des facteurs naturels (*e.g.*, climat, topographie, roche mère), voire inhiber leurs effets (Pouyat et al., 2009).

### 1.7.3.4. L'effet du couvert

#### L'effet du couvert végétal

Les SCOS dans les sols urbains ouverts dépendent du type de couvert végétal et de son âge : le SCOS est souvent plus élevé dans un bois urbain mixte que dans un bois composé uniquement de feuillus ou de résineux (Béchet et al., 2017). De plus, de la même façon que dans les sols naturels, les SCOS sous pelouses sont potentiellement plus élevés que ceux des bois urbains, du fait, d'une part, des rhizodépôts apportés en grande quantité par les racines des Poacées, sur 0-30 cm de profondeur. D'autre part, la gestion intensive des pelouses dans les espaces verts urbains (tonte, arrosage, fertilisation) stimule leur production primaire (Béchet et al., 2017).

Cependant, Edmondson et al. (2014) mettent en évidence qu'à 0-21 cm de profondeur, le SCOS sous arbre et arbuste est significativement supérieur à celui des sols sous pelouse, dans les jardins privés. Néanmoins, même si la présence d'arbres augmente SCOS, la biomasse aérienne n'influence pas plus SCOS que la biomasse racinaire (Edmondson et al., 2014b; Huyler et al., 2014). Cette divergence dans les résultats est sûrement expliquée par les différences des modes de gestion entre espaces verts publics et jardins privés, et plus globalement entre les types d'usage des sols.

De plus, la gestion intensive des couverts végétaux et des sols, associée à la température globalement plus élevée en milieu urbain (îlots de chaleur urbains ; de Munck et al., 2010) peuvent être à l'origine d'une décomposition intensive de la MOS par les microorganismes. Cette activité microbienne accrue peut être responsable de la perte de 30 à 40 % de C sous forme de CO<sub>2</sub> (respiration microbienne ; Vasenev et Kuzyakov, 2017). De ce fait, ces sols ont probablement un *turnover* de C supérieur à celui des sols des forêts ou des prairies non urbaines (Lorenz et Lal, 2009).

### L'effet du scellement

Le scellement des sols pour la construction d'infrastructures (*e.g.*, habitations, voiries, industries) concerne environ deux tiers des sols artificialisés, en France (Service de la Statistique et de la Prospective, 2015a). Cette pratique se traduit systématiquement par l'excavation et la relocalisation des sols de surface souvent fertiles, sans apport en contrepartie de matières organiques fraîches, entraînant ainsi la diminution du SCOS. Cette excavation correspond souvent aux 50 premiers cm de sols, mais elle peut être encore supérieure dans le cas de construction de parkings souterrains, par exemple. Dans tous les cas, le scellement des sols limite quasi intégralement le service de régulation du climat qui pourrait être rendu par les sols, étant donné que les flux de C et d'eau, sont désormais inhibés par les couches imperméables. Cependant, cette suppression n'est pas totale car certaines couches imperméables sont souvent légèrement poreuses : l'infiltration des eaux pluviales est certes très limitée mais subsiste toujours, et quelques échanges gazeux peuvent avoir lieu avec l'atmosphère (US Environmental Protection Agency, 2003). De même, les imperfections dans les couches imperméables (*e.g.*, fissures) permettent parfois le passage de racines.

## **1.8. Protocoles liés à l'évaluation du stock de carbone organique et du potentiel de stockage**

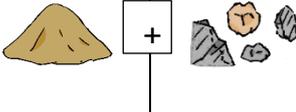
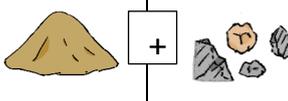
### **1.8.1. Méthode conventionnelle de calcul du stock**

Comme évoqué précédemment, le SCOS correspond au bilan des entrées et sorties de C à un instant  $t$ , dans le sol. En agronomie, la phase solide du sol est, la plupart du temps, considérée comme composée de terre fine ( $< 2$  mm) et d'éléments grossiers ( $> 2$  mm). Souvent, dans la littérature, seul le COS de la fraction fine a été quantifié. De ce fait, SCOS (*i.e.* stock de COS dans la terre fine), sous-estime le stock de COS contenu dans le volume complet de sol, dans le cas où la fraction grossière contient également du COS (*e.g.*, copeaux de bois, charbons).

Pour calculer le SCOS, il est nécessaire de connaître la teneur en COS de la terre fine (CCOS ;  $\text{gC.kg}^{-1}$ ) et la teneur en COS de la fraction grossière. Pour la fraction fine, après séchage et tamisage à 2 mm, différentes méthodes existent pour analyser CCOS : il existe, par exemple, l'analyse élémentaire par combustion sèche ou encore la méthode d'oxydation sulfochromique respectivement décrites par AFNOR (1995) et ISO (1998). Il existe ensuite différentes formules utilisées dans la littérature pour calculer SCOS, et qui utilisent soit uniquement la terre fine, soit introduisent de différentes façons les effets de la fraction grossière. Les formules sont

présentées dans le tableau 1, de la plus communément utilisée à la plus précise (Poeplau et al., 2017).

**Tableau 1. Les différentes méthodes de calcul du stock de carbone organique de la terre fine (SCOS ; kgC.m<sup>-2</sup>).** Les dessins ont été réalisés par Victor Allory dans le cadre de son stage (données non publiées).

Equation	Nom	Masse sèche utilisée	Volume de sol utilisé
$SCOS = CCOS \times Mv(sol) \times e$ $\text{où } Mv \text{ sol} = \frac{Msol}{Vsol}$	Eq. 1.1 Eq. 1.2		 Correction Vg ✗
$SCOS = CCOS \times Mv \times e$ $\text{où } Mv = \frac{Mf}{(Vsol - Vg)}$	Eq. 2.1 Eq. 2.2		 Correction Vg ✗
$SCOS = CCOS \times Mv(sol) \times (1 - \frac{Vg}{Vt}) \times e$	Eq. 3		 + Correction Vg ✓
$SCOS = CCOS \times \frac{Mf}{(Vtot)} \times e$ <p style="text-align: center;"><b>OU</b></p> $SCOS = CCOS \times Mv \times (1 - \frac{Vg}{Vt}) \times e$	Eq. 4a Eq. 4b		 + Correction Vg ✓

Pour chaque méthode présentée dans le tableau 1, SCOS est le stock de COS dans la terre fine, exprimé en kgC.m<sup>-2</sup> et CCOS, la concentration en COS du sol (exprimée en gC.kg<sup>-1</sup>) ; M<sub>v(sol)</sub> et M<sub>v</sub> sont respectivement les masses volumiques apparentes du sol total et de la terre fine (g.cm<sup>-3</sup>). M<sub>sol</sub>, exprimée en g, est la masse sèche totale de sol comprise dans le volume total de sol (V<sub>tot</sub>) : elle est égale à la somme de M<sub>f</sub> (masse sèche de la fraction fine contenue dans le volume total de sol V<sub>tot</sub> ; g) et de M<sub>g</sub> (masse sèche des éléments grossiers contenus dans le volume total de sol V<sub>tot</sub> ; g). De plus, « e » est l'épaisseur de sol considérée (exprimée en m). Enfin, le volume total, V<sub>tot</sub> est calculé de la façon suivante :

$$V_{tot} = V_g + V_v + V_f$$

Avec V<sub>g</sub>, le volume de la fraction grossière (cm<sup>3</sup>) ; V<sub>v</sub>, le volume occupé par les vides (cm<sup>3</sup>) ; et enfin V<sub>f</sub> ; le volume occupé par la fraction fine (< 2 mm ; cm<sup>3</sup>).

L'équation 4a (équivalente à Eq. 4b) est, selon Poeplau et al. (2017), la plus précise, mais elle est également plus fastidieuse à mettre en œuvre que le calcul par Eq. 1.1, étant donné que les

échantillons de sol doivent être tamisés à 2 mm et la terre fine sèche pesée. L'Eq. 4a n'est cependant pas plus fastidieuse à mettre en œuvre que les équations Eq. 2.1 et Eq. 3.

Enfin, pour la comparaison de SCOS entre différents types de sols, il a été montré que l'Eq. 4 (*i.e.* Eq. 4a ou Eq. 4b), au lieu d'être calculée et comparée pour une même épaisseur de sol, entre différents profils, devait plutôt être comparée pour une masse de sol équivalente, notamment pour des  $M_v$  différentes (Ellert et Bettany, 1995; Wendt et Hauser, 2013). Le principe, décrit par Ellert et Bettany (1995) repose sur la détermination d'une masse de référence (par exemple, la masse la plus faible des profils de sols à comparer), pour laquelle SCOS est calculé pour chaque profil.

### 1.8.2. Prédiction du stock par spectroscopie visible et proche infrarouge (VNIRS)

Depuis une vingtaine d'années, la recherche appliquée à la spectroscopie quantitative VNIRS s'est intensifiée dans l'étude de la composition des sols ; cette technique a notamment montré une capacité à prédire de manière précise CCOS dans les sols (Barthès et al., 2006; Ben-Dor et Banin, 1990; Stenberg et al., 2010). Il s'agit d'une méthode non-destructive, rapide (acquisition de l'ordre de quelques secondes), peu coûteuse (pas de consommables ni réactifs), à la fois utilisable en laboratoire ou directement sur le terrain (Viscarra Rossel et al., 2009), dont le principe est présenté en Annexe 1.

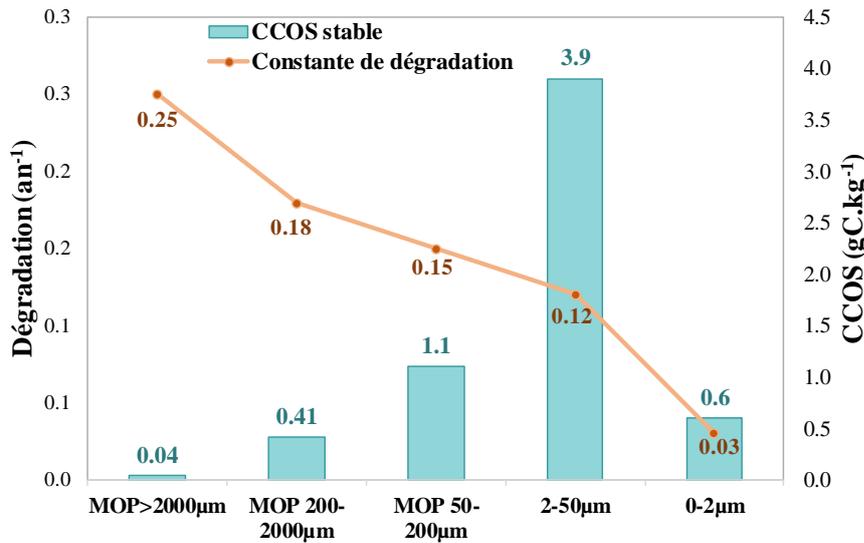
L'utilisation de la spectroscopie VNIRS directement sur le terrain permet notamment une économie en temps et en argent par rapport à l'acquisition au laboratoire (pas de transport ni stockage, pas de préparation préalable à l'acquisition spectrale). Cependant, elle est délicate à utiliser à cause des conditions du milieu : principalement l'humidité, qui est très variable au champ, tandis que les analyses conventionnelles de laboratoire sont généralement réalisées après séchage. La relation entre spectres et données de référence est également perturbée par la quantité d'éléments grossiers, qui sont présents dans l'échantillon scanné au champ mais écartés de l'échantillon tamisé puis analysé conventionnellement au laboratoire. Pourtant la littérature a généralement montré que les prédictions par VNIRS sur le terrain étaient efficaces pour prédire CCOS (Stevens et al., 2008a). Une étude publiée par Gras et al. (2014) a aussi montré que l'estimation de la composition du sol, notamment CCOS, était plus précise à partir de spectres acquis au champ sur carotte prélevée à la tarière qu'à partir de spectres acquis au laboratoire sur échantillons séchés et tamisés à 2 mm, du fait de la cohésion de la carotte de sol, qui améliore la réflectance de l'échantillon. Et finalement, Cambou et al. (2016) ont pu prédire de manière acceptable le SCOS à partir de spectres acquis *in situ*, sur des carottes prélevées à la tarière à main, dans des sols agricoles. Cette méthode n'a jamais été utilisée en milieu urbain,

dont les sols sont caractérisés par une forte hétérogénéité de leurs CCOS et SCOS et peuvent être riches en matériaux technogéniques.

### 1.8.3. Méthode de fractionnement de la matière organique du sol

Les réservoirs labiles et passifs de MOS, présentés dans la section 1.4.2, caractérisés par des *turnovers* différents, peuvent être distingués par fractionnement physique ou chimique. La taille des réservoirs obtenus apporte des informations sur le degré de stabilité de la MOS.

- **La séparation chimique** consiste à extraire ou solubiliser une partie des MOS par action de réactifs chimiques. Elle permet la séparation des MOS en « acides humiques », « acides fulviques » et « humines ». En effet, les acides humiques sont solubilisés dans une solution alcaline (*e.g.*, NaOH) puis précipités par acidification de l'extrait alcalin ; les acides fulviques sont également solubilisés dans la solution alcaline tout en restant solubles lors de la précipitation. Enfin, les humines constituent les substances insolubles dans une solution alcaline.
- **La séparation physique par fractionnement granulométrique et densimétrique** est basée sur le principe que la stabilité des MOS ne dépend pas seulement de leurs propriétés intrinsèques mais également de leurs interactions avec les constituants du sol (Chenu et Plante, 2006). Le fractionnement granulo-densimétrique consiste à disperser le sol avec plus ou moins de force, afin de casser les agrégats et séparer les MOS libres des MOS protégées physiquement et des MOS liées physico-chimiquement. Cette méthode présente l'avantage de séparer les MOS sans modifier leur composition. Le sol est d'abord dispersé (*e.g.*, par agitation avec des billes de verre). Les particules sont ensuite séparées en fonction de leur taille par tamisage sous eau ou par sédimentation. La fraction légère peut être séparée par flottation dans l'eau ou dans des liquides dont la densité est comprise entre 1,6 et 2,0 ; dans ce cas, le liquide peut être soit inorganique (NaI, ZnBr<sub>2</sub>, CsCl), soit organique (*e.g.*, tétrabromométhane, tétrabroéthane ; Stevenson, 1994). L'utilisation de ces liquides présente néanmoins le risque de contaminer ou dénaturer la MOS. Cette méthode permet ainsi de séparer les MOP en fonction de leur stade de décomposition. Balesdent et al. (1998) ont notamment mis en relation chaque fraction avec une constante de dégradation et une teneur en COS stable, dans des sols cultivés depuis 35 ans sur un ancien sol forestier (Figure 13). Ces constantes de dégradation peuvent notamment être utilisées dans une optique de modélisation et de prédiction de la dynamique de COS dans les sols.



Fractions granulodensimétriques de la MOS

Figure 13. Cinétique du carbone organique dans le sol (COS) dans les différentes fractions granulodensimétriques dans une culture de maïs mise en place depuis 35 ans après déboisement d'une forêt (d'après Balesdent et al., 1998)

#### 1.8.4. Méthode de suivi des communautés microbiennes

La biomasse microbienne et les communautés qui la constituent sont des informations très utiles dans la modélisation des processus biologiques liés aux cycles du C et de l'N puisqu'elle contribue positivement à la respiration du sol (Colman et Schimel, 2013). Pour mesurer le C de la biomasse microbienne, il est possible d'utiliser les mesures de respiration réelle ou potentielle (production de CO<sub>2</sub> et/ou consommation de O<sub>2</sub> ; méthodes indirectes) ou la méthode directe de fumigation-extraction au chloroforme (Stevenson, 1994; Vance et al., 1987). La fumigation permet de libérer la MOS microbienne, après lyse des cellules microbiennes, dont la teneur est calculée par différence de CCOS entre un échantillon fumigé et un échantillon non fumigé (norme ISO 14240-2:1997, 1997). Cependant cette méthode s'est révélée efficace pour les sols pauvres en argiles mais nécessiterait la détermination d'un facteur de correction pour les sols enrichis en argiles (Alessi et al., 2011). De plus, comme évoqué dans la thèse de Tardy (2014), il n'a jamais été prouvé que le C solubilisé par le chloroforme provienne uniquement de la biomasse microbienne, ni que tous les microorganismes du sol soient détruits en 24 heures de fumigation. Les méthodes de quantification des extraits d'ADN du sol se sont particulièrement développées depuis les années 1990, et permettent notamment d'estimer, de

manière précise, la biomasse des communautés microbiennes totales dans les sols (Maron et al., 2011 ; Marstorp et al., 2000). Cependant la simple information sur la biomasse microbienne ne nous permet pas de distinguer les grands groupes de microorganismes (bactéries, champignons, archaea). C'est pourquoi une estimation de la densité microbienne par PCR quantitative (qPCR) est nécessaire pour déterminer le nombre de copies d'un gène. Ainsi l'utilisation d'amorces universelles ou spécifiques permet de cibler et quantifier de manière standardisée les communautés de bactéries et de champignons d'un sol (Plassart et al., 2012). Il est possible d'aller plus loin dans la caractérisation des communautés bactériennes et fongiques du sol en déterminant la diversité de chacune d'elle. Comme évoqué précédemment, la diversité microbienne joue un rôle primordial dans la dynamique du COS, mais plus globalement dans les services écosystémiques rendus par les sols (Maron et al., 2011; Tardy et al., 2015). Elle peut être caractérisée par différentes approches moléculaires permettant l'analyse de la structure (*i.e.* l'assemblage de différentes populations au sein de la communauté) ou de la composition taxonomique des communautés microbiennes (*i.e.* composition de la communauté en termes de nombre et d'abondance relative des différentes populations présentes). Cette caractérisation peut notamment être réalisée par des méthodes de séquençage haut débit, appelées « séquençage massif d'amplicons », qui ont connu un fort développement au cours des dernières années ; les amplicons étant les répliqués des séquences d'ADN, obtenus par amplification. Bouchez et al. (2016) ont montré que dans les études d'écologie microbienne, le séquençage d'amplicons à partir des ADN dans les sols « permet de déterminer la variabilité de la composition de gènes d'intérêt entre les populations porteuses de ces gènes au sein de la communauté ». Deux types de gènes sont le plus souvent utilisés : les gènes ribosomiques ou les gènes de fonction. Les gènes ribosomiques sont des marqueurs taxonomiques dont le séquençage permet de déterminer la diversité taxonomique et la composition des communautés de microorganismes. Les gènes de fonction codent pour des protéines impliquées dans des fonctions d'intérêt (*e.g.*, intervention dans les cycles biogéochimiques). Le séquençage de ces gènes permet d'évaluer la structure et la diversité fonctionnelle des communautés impliquées dans ces activités et nous renseigne alors sur les potentialités fonctionnelles des communautés ciblées.

### 1.8.5. Détermination du potentiel de stockage de carbone des sols

Selon un certain nombre d'études, il existerait un seuil de saturation de COS. En effet, les propriétés physiques du sol qui permettent la stabilisation du COS, en milieu non urbain (*e.g.*,

teneur en argiles, en limons) semblent être limitées par leurs propres caractéristiques, telles que leur surface spécifique d'interaction avec la MOS (Six et al., 2002). Ainsi, les capacités maximales de stockage et de stabilisation de COS par les sols ne sont pas illimitées.

La capacité de stockage des sols a été étudiée par Hassink (1997). Dans son étude, il propose une estimation de la CCOS associée aux particules fines (argiles et limons < 20 µm) pour des sols saturés en COS (*i.e.*, des sols suffisamment stables pour que la MOS puisse être considérée comme étant à l'équilibre et comme ayant atteint une valeur maximale, c'est-à-dire, le cas des vieilles prairies). Hassink (1997) définit donc la relation suivante pour déterminer CCOS stable :

$$\text{CCOS stable (gC.kg}^{-1}\text{)} = 4,09 + 0,37 \times (\% \text{ fraction minérale} < 20 \mu\text{m}) ; \quad \text{Eq. 5}$$

Ainsi, l'application de cette formule pour un sol donné nous permet d'estimer la capacité maximale de stockage de ce sol et donc de comparer cette valeur au SCOS réel associé aux particules, ce qui permet d'estimer le déficit de stockage de ce sol (Angers et al., 2011). Néanmoins, la relation établie par Hassink (1997) présente un certain nombre de limites non négligeables : elle n'a été établie et testée que pour des horizons de surface (0-10 cm), et sur des sols naturels et cultivés. De plus, la méthode utilisée dans cette étude, pour déterminer CCOS associée aux particules fines (*i.e.*, trempage pendant 24h et traitement ultrasonique), ne permet pas de prendre en compte la stabilisation par encapsulation ni par les propriétés chimiques du sol (Baldock et Skjemstad, 2000). Enfin, selon l'étude de Six et al. (2002) la relation est différente selon la taille de la fraction fine considérée, déterminée par fractionnement physique (< 20 µm *vs.* < 50 µm), de même que selon les modes d'occupation des sols à l'équilibre (cultivés, prairies, forêts) et enfin du type d'argiles. La formule proposée par Hassink (1997) doit donc être utilisée avec précaution.

### 1.8.6. Modélisation de la dynamique de carbone organique dans les sols

#### 1.8.6.1. *Les modèles existants de simulation de la dynamique de carbone organique*

La modélisation des flux d'entrée et de sortie de COS constitue une voie indispensable pour apprécier la dynamique de la MOS ; elle permet également l'accès à des études prévisionnelles de simulations selon plusieurs scénarii (Pansu, 2006). L'un des premiers modèles donnant une description quantitative de la dynamique de la MOS est celui de Henin et Dupuis (1945), dans lequel l'évolution de COS est régie par la différence entre les entrées et les sorties organiques, une fraction  $k_1$  de l'entrée étant incorporée (coefficient isohumique) et une fraction  $k_2$  de l'humus étant minéralisée (taux de minéralisation). Il décrit donc la dynamique de COS en se

basant sur un seul compartiment. Or, la stabilisation de la MOS, selon son niveau de dégradation, n'est pas influencée par les mêmes facteurs. Des modèles à plusieurs compartiments, plus complexes et permettant une description plus précise de la dynamique du COS, ont donc été développés. Parmi eux, on peut citer : (i) CENTURY (Parton et al., 1987) qui simule la dynamique du C, la croissance des plantes, et les cycles de N, P et S ; (ii) DAISY (Hansen et al., 1991) qui contient des sous modèles hydrologiques, de dynamique de N et du C, et de croissance des plantes ; (iii) NCSOIL (Molina et al., 1983) qui simule la dynamique couplée C et N ; et (iv) RothC (Coleman et Jenkinson, 1996; Jenkinson et Rayner, 1977) qui simule uniquement la dynamique du C.

La plupart des modèles considèrent que la dégradation du COS suit une cinétique d'ordre 1 et que le SCOS stable est linéairement proportionnel à l'entrée de C : plus il y a de matières organiques entrantes, plus il y a de COS stabilisé. Ils ne proposent donc pas de limitation dans la capacité de stockage des sols en COS, comme cela est suggéré par Hassink (1997), ce qui représente un biais potentiel (Six et al., 2002).

Smith et al. (1997) ont comparé la performance de neuf modèles (RothC, CENTURY, CANDY, DNDC, DAISY, NCSOIL, SOMM, ITE et Verberne) et ont montré que six d'entre eux donnaient les meilleures prédictions, sans néanmoins pouvoir différencier leur performance : RothC, CENTURY, CANDY, DNDC, DAISY, NCSOIL. Ainsi, le choix du modèle dépend de la problématique traitée. Les modèles les plus utilisés dans la problématique du stockage de COS sont les modèles RothC (Jenkinson et Rayner, 1977) et CENTURY (Parton et al., 1987). **Le modèle RothC est particulièrement facile à mettre en œuvre et le lien entre les fractions obtenues par fractionnement granulo-densimétriques et les compartiments de RothC ont été beaucoup étudiés dans la littérature pour les sols agricoles et forestiers (Balesdent, 1996).**

### *1.8.6.2. Le modèle RothC*

Le modèle RothC est un modèle multi-compartiments, avec un pas de temps mensuel (Jenkinson et Rayner, 1977). Il décrit la dynamique de la MOS en la répartissant en cinq compartiments ayant des *turnovers* différents (Figure 14) : le compartiment composé des MOP jeunes labiles (DPM), des MOP récalcitrantes (ou résistante ; RPM), la MOS stabilisée (HUM), la biomasse microbienne (BIO), et enfin la MOS inerte (IOM). Les apports de COS dans le sol sont répartis entre les compartiments d'entrée de MOS labile (DPM), résistante (RPM) et stabilisée (HUM), selon des coefficients de partition qui dépendent de la nature des apports. A

chaque pas de temps mensuel, une partie de chaque compartiment  $i$  est décomposée suivant la vitesse de décomposition propre du compartiment ( $k_i$ ). Une partie est minéralisée sous forme de  $\text{CO}_2$  et le reste est transféré dans les compartiments BIO et HUM. La proportion qui est transformée en  $\text{CO}_2$  et en BIO + HUM est déterminée par la teneur en argile du sol. La part transférée dans BIO + HUM est répartie en 46 % de BIO et 54 % de HUM. Les constantes de vitesses sont modifiées à chaque pas de temps par trois facteurs multiplicatifs, dépendant de la température, du déficit hydrique du sol, de la présence/absence de végétation (Coleman et Jenkinson, 2008). Chaque compartiment excepté celui de MOS inerte (pour lequel la dégradation est nulle) suit une cinétique de décomposition du premier ordre (*i.e.* la vitesse de dégradation de la MOS à un instant  $t$ , est proportionnelle à la concentration en MOS, au même instant  $t$ ).

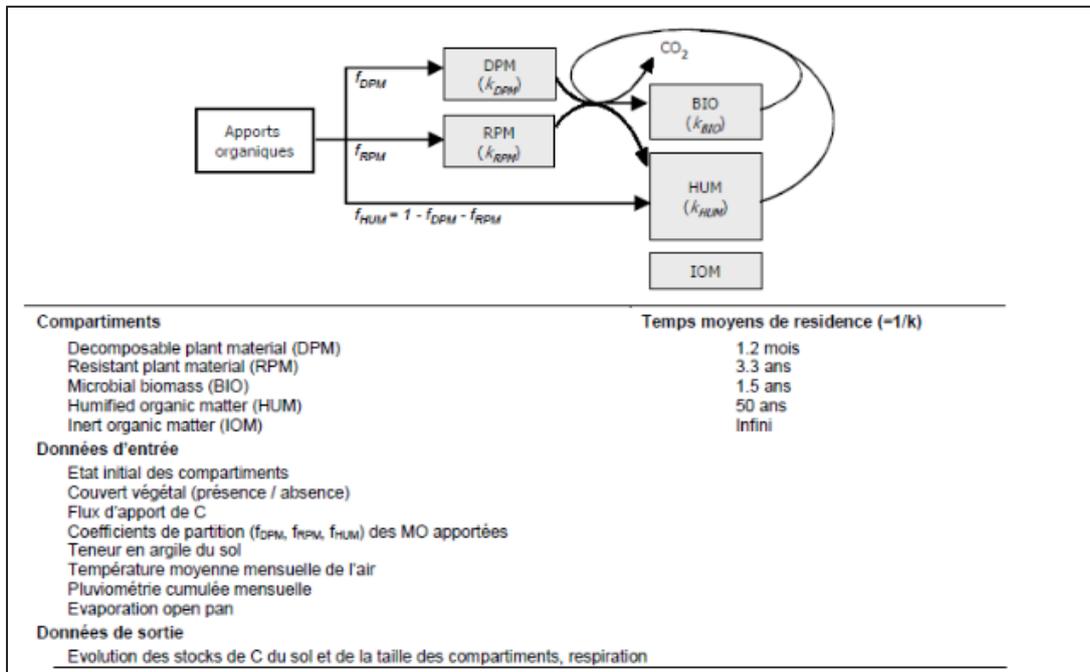


Figure 14. Structure du modèle RothC (d'après Peltre, 2010 ; inspiré de Coleman et Jenkinson, 1999)

1.8.6.3. Les variables d'entrée et de sortie

**L'un des avantages de ce modèle est qu'il nécessite peu de variables d'entrée :**

- l'état initial des compartiments : il n'est pas nécessaire de connaître ce paramètre d'entrée pour appliquer le modèle (la valeur par défaut est nulle). Néanmoins, cette information peut être globalement renseignée, grâce au fractionnement granulométrique et par quantification du COS de la biomasse microbienne (compartiment BIO). De plus, des corrélations entre les quatre autres compartiments

du modèle RothC et les fractions de la MOS obtenues par la séparation physique ont été établies par Balesdent (1996), sur des sols cultivés. En effet, il a été mis en évidence, dans cette étude, que la fraction de MOS supérieure à 50  $\mu\text{m}$  pouvait être assimilée au compartiment RPM du modèle RothC. Une corrélation satisfaisante a également été établie entre les fractions  $< 50 \mu\text{m}$  et le compartiment HUM.

- Le couvert végétal : indication de la présence ou l'absence de couvert végétal ;
- le flux d'apport mensuel de COS par la plante (s'il est connu) ;
- l'apport mensuel d'engrais (dans le cas des sols cultivés) ;
- les coefficients de partition ( $f_{\text{DPM}}$ ,  $f_{\text{RPM}}$ ,  $f_{\text{HUM}}$ ) des matières organiques apportées ;
- la pluviométrie cumulée mensuelle, évaporation open pan, température moyenne mensuelle de l'air ;
- la teneur en argile du sol.

**Ce modèle présente néanmoins des limites, quant à son application sur les sols urbains. En effet, il a été développé pour des sols « naturels » et cultivés, notamment en ce qui concerne les valeurs attribuées par défaut, ainsi que les corrélations entre les compartiments et les différentes fractions de la MOS. S'il est appliqué aux sols urbains, il sera nécessaire de tempérer les conclusions.**

Enfin, la figure 15 résume les méthodes, présentées précédemment, permettant de caractériser le COS et de modéliser sa dynamique dans le sol.

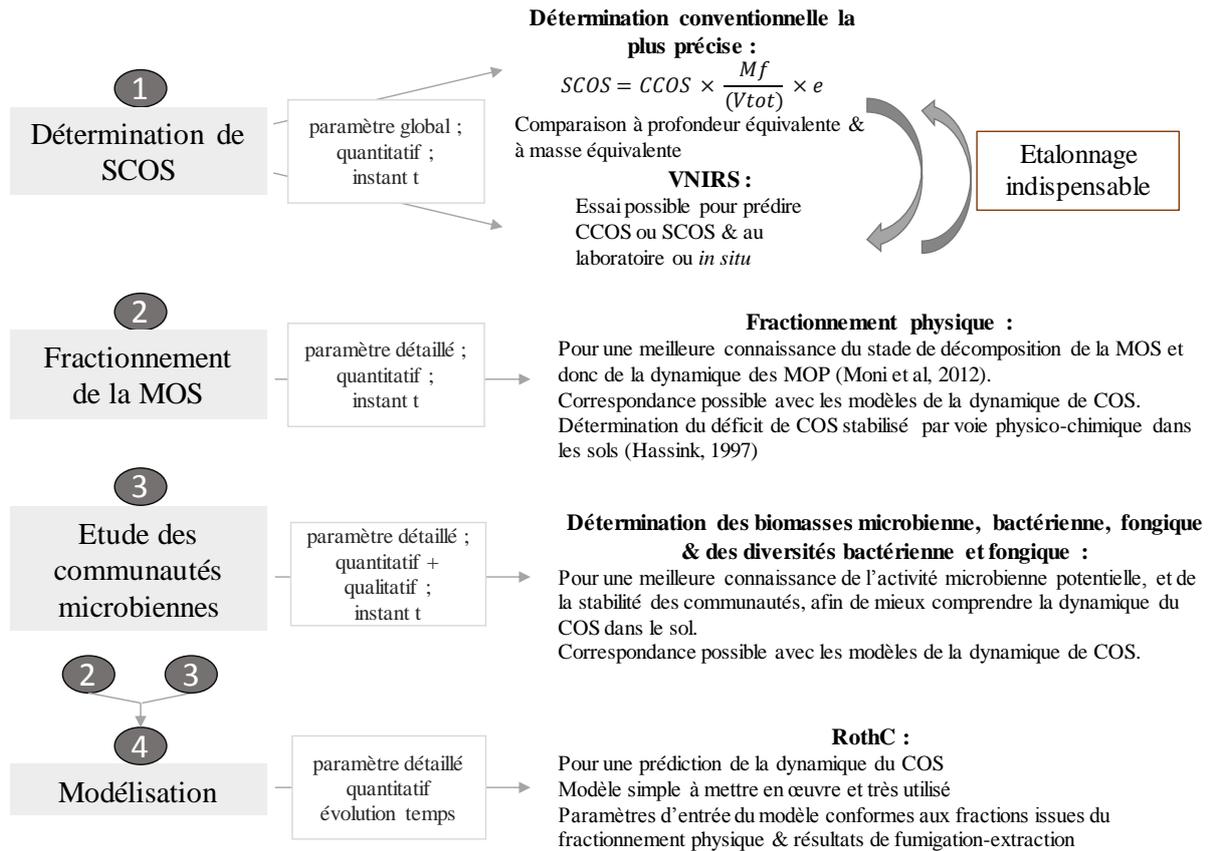


Figure 15. Bilan des méthodes permettant d'étudier le stock de carbone organique (SCOS) et de prédire sa stabilité à long terme dans le sol.

### 1.9. Verrous, objectifs, démarche de la thèse

L'urbanisation est, à ce jour, le moteur principal du changement d'affectation des sols. Dans ce contexte, les pratiques d'aménagement ne tiennent pas compte des services écosystémiques potentiellement rendus par les sols urbains, et sont souvent à l'origine de processus anthropogénétiques, pouvant perturber fortement les propriétés des sols. De plus, les milieux urbains constituent des écosystèmes particuliers, caractérisés par une très forte émission de CO<sub>2</sub>. Ainsi, les questions concernant (i) le rôle potentiel des sols urbains pour limiter le changement climatique à travers le stockage de C et (ii) l'optimisation de ce stockage à long terme devraient être posées, au même titre que dans les sols non urbains.

De plus, l'étude des facteurs influençant SCOS en milieu urbain, n'a pas permis, jusqu'à aujourd'hui, de généraliser leur effet. L'hétérogénéité caractéristique des sols en milieu urbain est le résultat d'une forte variabilité de ces facteurs (par exemple, l'histoire d'un site, ou sa gestion, est très variable d'un site à un autre). Ces facteurs sont, en outre, en forte interaction

entre eux. Il est nécessaire d'en avoir une connaissance affinée, pour comprendre leur effet sur SCOS.

### 1.9.1. Verrous scientifiques et objectifs

L'artificialisation, et surtout l'imperméabilisation, représentent une menace pour la capacité des sols à être multifonctionnels et à rendre des services écosystémiques. En effet, les gens ont tendance à vouloir se loger à la périphérie des centres urbains, ce qui entraîne une expansion des sols artificialisés et imperméabilisés. Or, le manque de connaissances évident concernant les services écosystémiques que peuvent rendre les sols urbains, est souvent à l'origine de la dégradation (*e.g.* par imperméabilisation, apports de matériaux) des sols, à la base fertiles et multifonctionnels. Ainsi, la France manque aujourd'hui de politiques d'urbanisme efficaces pour gérer la croissance démographique urbaine, et qui soient en adéquation avec la préservation de la qualité des sols.

Les sols, et notamment les sols urbains, témoignent de l'histoire des interactions entre des processus naturels et la dynamique des populations humaines et leurs activités. Or les sols urbains ouverts ont un SCOS équivalent voire supérieur à celui des sols naturels et agricoles. Ils jouent donc potentiellement un rôle primordial dans la limitation du réchauffement climatique, via le stockage et la stabilisation du COS, d'autant que certaines études ont trouvé une plus grande quantité de COS stabilisé en ville que dans les sols agricoles. Ce SCOS, en milieu urbain, est particulièrement influencé par les processus anthropo-pédogénétiques, lui conférant une distribution spatiale et temporelle très hétérogène, ce qui rend les résultats de la littérature difficilement généralisables. De plus, la préoccupation scientifique pour mieux comprendre le rôle des sols urbains dans l'équilibre climatique n'est que très récente. Ainsi, de nombreuses questions sont encore en suspens et nécessitent d'être investiguées, parmi lesquelles :

- 1) Quelle part représente le stock de carbone organique dans les sols urbains et les facteurs qui l'influencent ?**
- 2) Peut-on proposer une méthode de suivi standardisée ?**
- 3) Quel est le degré de stabilité du carbone organique dans les sols urbains à l'échelle du profil de sol, à un instant  $t$  ?**
- 4) Est-il possible de modéliser la dynamique du carbone organique des sols urbains pour optimiser le stockage à long terme dans ces sols ?**

En d'autres termes, il est nécessaire de mettre en place des outils de description du COS allant de larges à de fines échelles dans ces sols. Il est également primordial de proposer des outils/concepts de modélisation de la dynamique de COS dans le continuum sol-plante-atmosphère du système urbain et de mieux comprendre les spécificités de cette MOS (origine, transformation, fonction, biodégradabilité).

Le SCOS a été particulièrement étudié en dehors des villes. Des réseaux de mesure existent pour les sols non urbains, tels que le « Réseau de Mesures de la Qualité des Sols » (RMQS, Arrouays et al., 2002) qui répond à des objectifs d'évaluation et de suivi à long terme de la qualité des sols de France, depuis l'année 2000. Dans le cadre de ce réseau, un échantillonnage des sols majoritairement non urbains est mené tous les 15 ans, selon une grille de 16 km de côté. Ce sont 2 240 échantillons qui sont prélevés et analysés de manière standardisée, à chaque campagne ; leurs spectres étant également acquis dans le visible et proche infrarouge. De même, avec la collaboration de laboratoires d'analyses de terre agréés par le ministère chargé de l'Agriculture, le Gis Sol a mis à disposition des résultats agrégés, issus du traitement des analyses de la BDAT (Base de Données des Analyses de Terre) sur des sols agricoles cultivés. Cette base de données comprend plus de deux millions d'échantillons issus d'horizons de surface de sols cultivés, prélevés en France entre 1990 et 2014. Ce sont ainsi plus de 26 millions de résultats d'analyses qui sont regroupés dans la base de données. Finalement, les méthodes de détermination et les modèles connus pour suivre le COS ont systématiquement été conçus et validés à partir de sols non urbains.

Etant donné que les sols urbains n'ont pas été pris en compte pour ces travaux, il n'existe pas de base de données retraçant les propriétés physiques, chimiques (dont CCOS ou SCOS) et biologiques des sols urbains. De plus, la question est de savoir si l'application ou la transposition de méthodes et de modèles validés pour des sols non urbains (présentés en section 1.8) est réellement possible sur des sols urbains. Il est donc nécessaire aujourd'hui de proposer des méthodes standardisées de détermination et de suivi du SCOS dans les sols urbains. Ces méthodes doivent être d'un faible coût et faciles à réaliser à diverses échelles spatiales.

**Les principaux objectifs scientifiques de la thèse sont alors :**

- (1) d'évaluer le SCOS dans les sols urbains à différentes échelles allant du profil de sol à l'échelle de la ville et de hiérarchiser les facteurs qui l'influencent ;**
- (2) de proposer une méthode standardisée du suivi du SCOS dans les sols urbains ;**

- (3) de caractériser le COS en fonction des usages du sol et du contexte pédoclimatique, à l'échelle du profil de sol, en s'appuyant sur des sites pilotes choisis ;**
- (4) à partir de ces mêmes sites, de modéliser la dynamique du COS en fonction des usages du sol.**

**Les sorties finalisées des travaux doivent permettre une gestion plus durable des sols urbains afin d'optimiser leur capacité à séquestrer du COS à long terme. Ils visent également à améliorer les méthodes de suivi du COS dans ces sols, de sorte qu'elles soient appliquées par la communauté scientifique mais aussi technique. Une autre finalité est de pouvoir intégrer le SCOS des sols urbains dans l'évaluation des stocks globaux.**

### 1.9.2. Démarche adoptée

Dans un premier temps, un travail en commun avec Anne Blanchart (doctorante, dont la thèse est également cofinancée par l'ADEME) a été mené afin de collecter des données déjà existantes au niveau national, sur les propriétés intrinsèques des sols urbains, dont le COS. Une base de données a été harmonisée à l'échelle nationale, constituée majoritairement par des mesures dans la Métropole du Grand Paris. Elle a pu être comparée à la base de données de NYC, obtenue à partir d'un plan d'échantillonnage standardisé et basé sur les propriétés des sols. Puis grâce à un travail statistique, les stocks globaux, ainsi que les facteurs influençant la répartition du SCOS dans les sols urbains ont été étudiés et cartographiés, à l'échelle de la ville. A l'issue de ce travail, une méthode standardisée pour le suivi du SCOS dans les villes a été soumise, puis utilisée au cours d'un travail d'échantillonnage mené dans différentes villes de France.

Par la suite, le degré de stabilité de COS et la biomasse microbienne ont été étudiés dans ces sols, puis ont été intégrés dans un modèle de prédiction des flux de COS (RothC). Ce modèle a permis *in fine* d'apporter des informations nécessaires pour favoriser le développement durable des villes, à travers une optimisation du stockage de COS. Enfin, en parallèle, la performance des méthodes VNIRS a été testée en milieu urbain, afin de pouvoir viser à des acquisitions rapides et peu coûteuses d'un très grand nombre de données, dans ces milieux hétérogènes.

La figure 16 synthétise la démarche adoptée au cours du travail de thèse, articulée autour des trois questions scientifiques.

# CHAPITRE 1. Etat de l'art

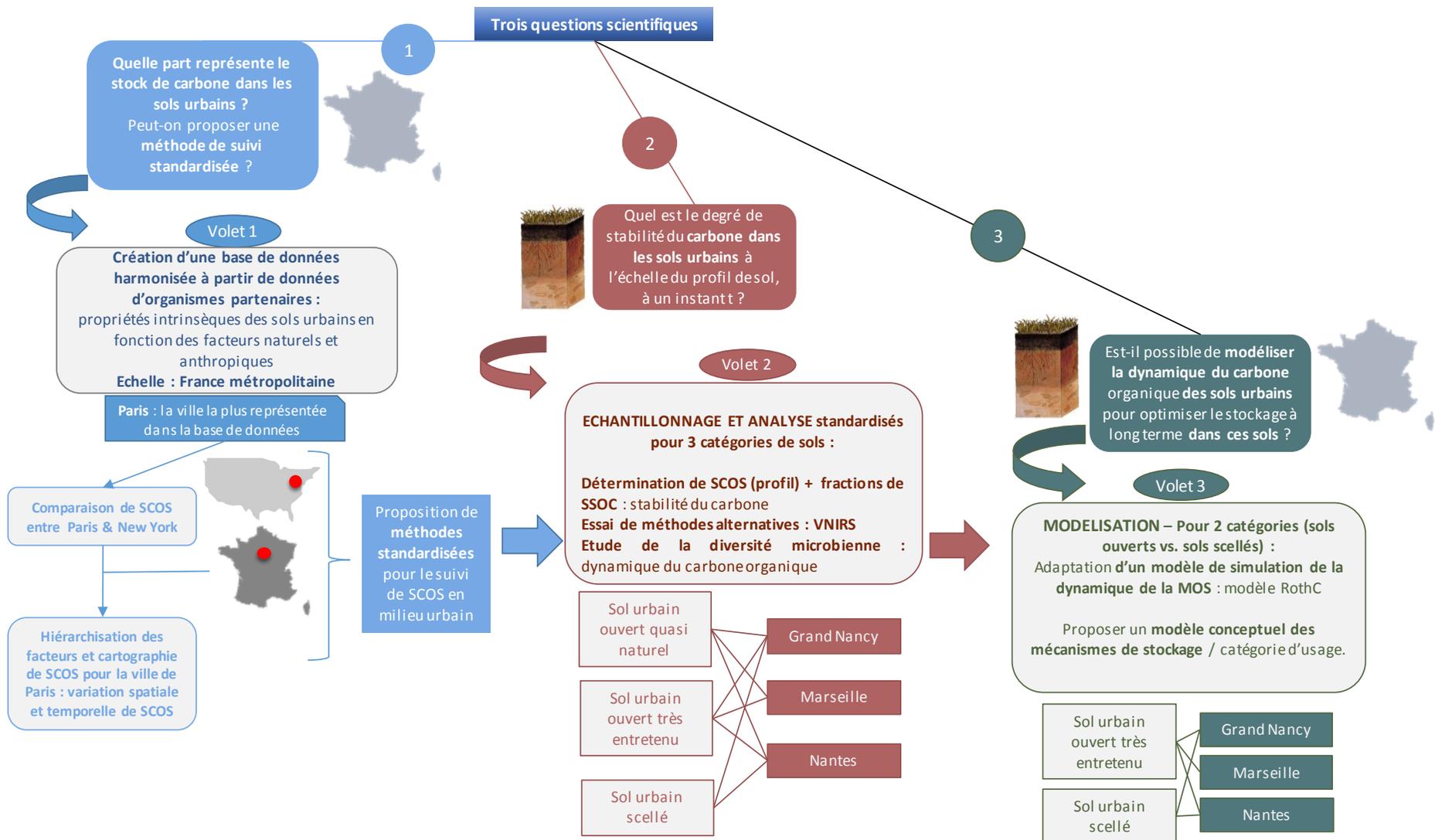


Figure 16. Structuration de la thèse autour de trois questions scientifiques majeures en lien avec la capacité des sols urbains à stocker du carbone



## **CHAPITRE 2.**

---

### Estimation du stock de carbone organique et des facteurs influençant sa répartition, à l'échelle de la ville

---

*Le travail de ce chapitre a pu être mené grâce à la collaboration d'Anne Blanchart (doctorante au Laboratoire Sols et Environnement et à l'Institut d'Urbanisme et d'Aménagement Régional d'Aix Marseille) pour la prise de contact avec les organismes partenaires ; puis grâce au laboratoire agronomique de Paris, aux villes de Lyon, Perpignan, Clermont-Ferrand, Rennes, du Havre, Bordeaux, Brest, Montpellier, Mulhouse, la Communauté Urbaine de Dunkerque, Bordeaux Métropole, Brest Métropole Océane, Lille Métropole, Métropole Rouen Normandie, Métropole Rouen Normandie, Ville et Eurométropole de Strasbourg, ainsi que les unités de recherches LSE, EPHor, INRA InfoSol, BRGM, et les agences d'urbanisme de la région angevine (AURA) et d'Ile-de-France (IAU-IDF) et l'USDA (Richard Shaw, Olga Vargas), pour le partage et le traitement des données, ainsi qu'à Hermine Huot, Nicolas Saby, et Gilles Hunault pour le traitement des données.*

Ce chapitre vise à répondre aux questions suivantes :

1. Les **organismes et collectivités** ont-ils des données **sur le carbone organique dans les sols urbains, qui soient suffisamment homogènes** pour être étudiées et comparées ?
2. Quel est le **stock de COS dans les sols ouverts et scellés** à l'échelle d'une ville, à un instant t ? Ces stocks sont-ils **similaires entre deux villes** de même taille, mais aux histoires et contextes pédoclimatiques différents ?
3. Peut-on **déterminer les facteurs qui influencent** ce stock et **cartographier la variation spatiale et temporelle du stock de COS** à l'échelle d'une ville ?
4. Est-il possible de **proposer une méthode standardisée** du suivi du stock de COS dans les villes ?

Afin de répondre à ces questions, le chapitre suit la démarche générale proposée dans la figure 17.

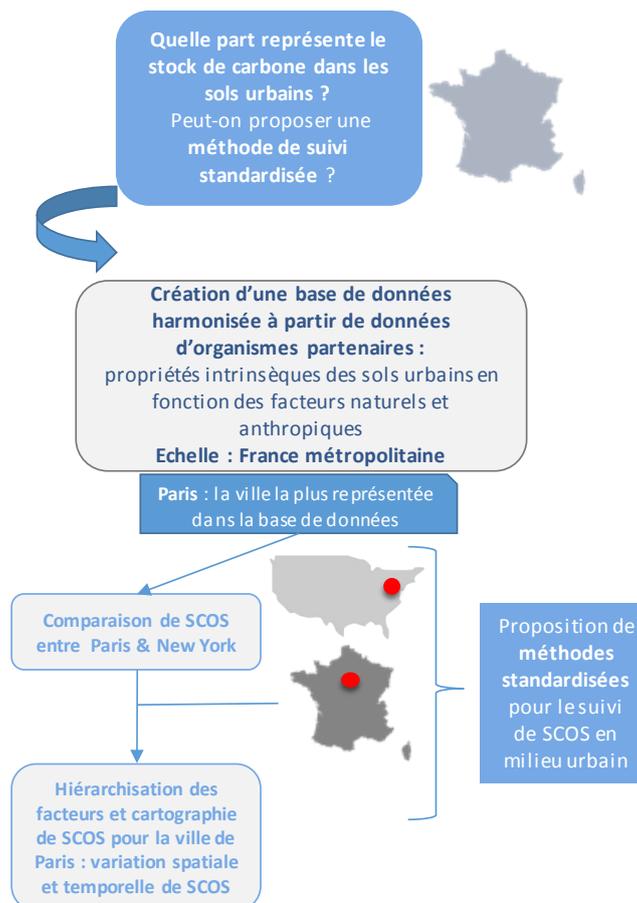


Figure 17. Démarche adoptée dans le chapitre 2

L'objectif premier de l'étude a été de récolter des données sur le COS et sur les paramètres pouvant influencer sa répartition dans les sols urbains, auprès d'organismes français tels que les collectivités, afin de les homogénéiser dans une base de données. Les données de la ville de Paris constituent 4/5 des informations collectées, ce qui nous a amenés à choisir Paris comme ville modèle. Nous avons ainsi comparé les SCOS des sols ouverts et scellés de Paris à ceux d'une ville équivalente en terme de dynamisme, taille et population, New York City (NYC). Puis, nous avons comparé ces SCOS à ceux de leurs sols environnants non urbains (forêts, sols agricoles).

Les sols ouverts, contrairement aux sols scellés, sont en interaction avec l'atmosphère, et les facteurs tels que la gestion ou le type d'usage, peuvent avoir des effets sur le stockage de COS. Ils doivent donc être étudiés pour améliorer le suivi du COS dans les villes et pour optimiser son stockage. Ainsi, dans un deuxième temps, les facteurs qui influencent la répartition spatiale et temporelle de SCOS dans les sols ouverts ont été étudiés à l'échelle de la base de données obtenues à Paris, puis à l'échelle de la ville de Paris, grâce à un travail géostatistique.

Enfin, les limites de la méthodologie ont été discutées afin d'avancer vers une méthode standardisée du suivi du SCOS dans les villes.

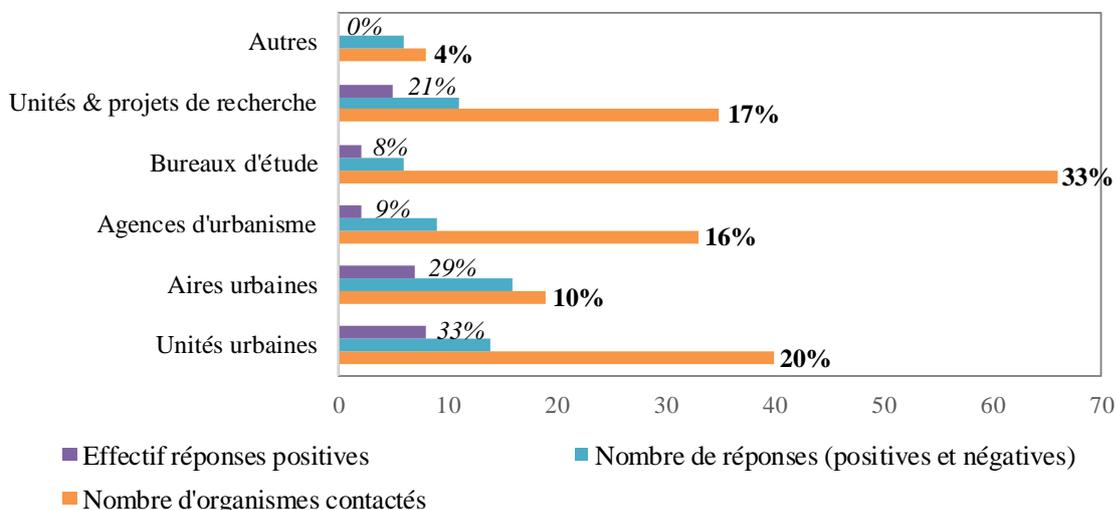
## 2.1. Collecte de données et construction d'une base de données

### 2.1.1. Base de données à l'échelle de la France

#### 2.1.1.1. *Organismes contactés à l'échelle de la France*

Pour la suite du document, les termes « *échantillon* » et « *couche de sol* » ont été définis dans le glossaire.

Différents organismes français ont été contactés en collaboration avec Anne Blanchart (doctorante au Laboratoire Sols et Environnement et à l'Institut d'Urbanisme et d'Aménagement Régional d'Aix-Marseille), à l'aide d'une plaquette de communication (Annexe 2 à Annexe 5) : 40 villes (unités urbains) , 19 agglomérations (aires urbaines), 33 agences d'urbanisme, 66 bureaux d'étude, 35 unités de recherches ou meneurs de projets de recherche, et enfin, 8 organismes se rangeant dans la catégorie « autres organismes » (ces organismes sont détaillés dans les annexes 6 à 12). Parmi les organismes contactés, les unités urbaines et aires urbaines ont montré un fort engouement face aux travaux de thèse et à l'idée de la construction d'une base de données. Au contraire, les bureaux d'études, les plus nombreux à être sollicités, ont présenté le nombre de réponses le plus faible (Figure 18), du fait de la nature privée des données, ce qui les rend plus difficiles à diffuser.



**Figure 18. Bilan des effectifs des 1) organismes contactés, 2) réponses totales (i.e. les organismes ont répondu à notre requête, mais une communication de données n'était pas forcément possible), 3) réponses positives (il s'agit des organismes qui avaient des données et qui étaient prêts à nous les communiquer).** Les nombres en gras représentent les pourcentages des différentes catégories d'organismes contactés ; les nombres en italique représentent le pourcentage de réponses positives pour chaque catégorie d'organismes.

### 2.1.1.2. *Bilan des données collectées à l'échelle de la France*

Les organismes qui ont partagé leurs données (« partenaires ») sont cités dans le tableau 2, avec des informations concernant les données envoyées. Les dossiers qui ne contenaient pas d'informations sur le COS n'ont pas été traités. Ainsi, la base de données constituée regroupe 13 823 échantillons, dont 11 723 pour lesquelles le COS (hors compost) a été collecté et analysé en France. Parmi ces 11 723 échantillons, que l'on appellera « échantillons exploitables », 9 651 sont issus de sols urbains (selon la définition donnée dans le premier chapitre ; section 1.6.2), dont 8 145 (84 %) ont été échantillonnés à Paris et analysés par le Laboratoire Agronomique de Paris. Les échantillons non urbains ont été collectés sous forêts, prairies, vignes, et dans des sols cultivés (© INRA, Unité INFOSOL, Orléans, 2017 ; Arrouays et al., 2002).

## CHAPITRE 2. Stock du carbone à l'échelle de la ville

**Tableau 2. Bilan des villes ou régions étudiées, des organismes partenaires, du nombre d'échantillons exploitables dans la base de données et du mode d'occupation associé aux sols étudiés.**

Ville / Région	Organisme partenaire	Nombre d'échantillons exploitables	Mode d'occupation
Angers	Agence d'Urbanisme de la Région Angevine (AURA)	/	Urbain
Bordeaux	Bordeaux Métropole et ville de Bordeaux	30	Urbain
Brest	Brest Métropole Océane et ville de Brest	30	Urbain
Clermont-Ferrand	Clermont Métropole	/	Urbain
Dunkerque	Communauté Urbaine de Dunkerque	7	Urbain
France	Laboratoire Sols et Environnement (LSE)	315	Urbain
France	InfoSol, INRA, Orléans	2072	Non urbains (forêts, prairies, agricoles)
Le Havre	Ville du Havre	235	Urbain
Lille	Lille Métropole	34	Urbain
Lyon	Ville de Lyon	114	Urbain
Montpellier	Ville de Montpellier	16	Urbain
Mulhouse	Ville de Mulhouse	15	Urbain
Nantes	BRGM	/	Urbain
Nantes	Unité EPHor	218	Urbain
Paris	Laboratoire Agronomique de Paris	8145	Urbain
Perpignan	Ville de Perpignan	/	Urbain
Rennes	Ville de Rennes	31	Urbain
Rouen	Métropole Rouen Normandie	206	Urbain
Strasbourg	Ville et Eurométropole de Strasbourg	255	Urbain

La base de données construite contient de nombreuses variables qualitatives et quantitatives présentées dans le dictionnaire des variables (Annexe 13). Elle utilise, pour les variables qualitatives, une codification : i) des types d'usage, adaptée de la typologie de l'AITF (Association des Ingénieurs Territoriaux de France ; Micand, 2011) contenant 15 types d'usage de sols urbains (Tableau 3) ; ii) des types de couverts (sept catégories ; Tableau 4) ; iii) de l'intensité de gestion (quatre catégories ; Tableau 5) et (iv) de la taille et l'âge du site (respectivement dix et huit catégories ; Tableaux 6 et 7).

## CHAPITRE 2. Stock du carbone à l'échelle de la ville

**Tableau 3. Codification des types d'usage des sols présents dans la base de données adaptée de la typologie de l'AITF (Association des Ingénieurs Territoriaux de France ; Micand, 2011).**

Usage principal	Nom usage secondaire (code)	Définition
Urbain	Espaces naturels artificialisés / friches <b>(Bois/Friche)</b>	Grands parcs urbains ou coulées vertes incluant des espaces naturels (type boisement, prairies etc.) dont le mode d'entretien est plus ou moins sommaire (forêts, prairies, garigues, landes, plans d'eau)
Urbain	Cimetières <b>(Cimetière)</b>	Toutes les surfaces, réellement gérées par le Service Espaces Verts ou non, sont prises en compte
Urbain	Décharges / Mines <b>(Décharge)</b>	Anciennes décharges ou mines
Urbain	Etablissements horticoles <b>(Centre horticole)</b>	Etablissements de production végétale à vocation publique (surfaces de production couvertes ou non et abords)
Urbain	Accompagnements des habitations / bâtiments privés <b>(Habitation)</b>	HLM municipaux, lotissements, ZAC
Urbain	Accompagnements des établissements industriels / commerciaux <b>(Industrie/Commerce)</b>	Abords centres commerciaux, zones artisanales, zones industrielles
Urbain	Parcs et Squares <b>(Parc)</b>	Lieux de séjour à caractère horticole, la présence de clôture ne constituant pas un élément déterminant de classement dans cette catégorie.
Urbain	Accompagnements des bâtiments publics / places publiques <b>(Lieu public)</b>	Qu'il y ait ou non un accès du public, espaces ayant pour fonction majoritaire l'accompagnement de bâtiments ou de places publiques
Urbain	Accompagnements des voies <b>(Voirie)</b>	Trains, trams, métros, voies d'eau, (fleuve, rivière, canaux)
Urbain	Jardins familiaux, partagés <b>(Jardin partagé)</b>	Jardins familiaux, partagés
Urbain	Sports <b>(Sport)</b>	Surfaces à destination des clubs sportifs et leurs espaces verts d'accompagnement (à l'exclusion des surfaces couvertes)
Urbain	Campings <b>(Camping)</b>	Espaces comprenant des structures d'hébergement à caractère temporaire. Entrent dans cette catégorie les terrains de camping-caravaning, les aires d'accueil aménagées, les villages-vacances
Urbain	Accompagnements des établissements sociaux éducatifs <b>(Socio-éducatif)</b>	Enseignement, maisons de quartier, résidences pour personnes âgées, maisons de jeunes, fermes d'éveil y compris surfaces agricoles, crèches, haltes-garderies
Urbain	Sols scellés <b>(Scellé)</b>	Sols sous couches imperméables
Urbain	Toits ou murs végétalisés <b>(Toit)</b>	/
Forêt	sols sous forêts	/
Prairie	sols sous prairies	/
Agriculture	sols agricoles	/
Vigne	sols sous vignes	/

## CHAPITRE 2. Stock du carbone à l'échelle de la ville

**Tableau 4. Codification des types de couverts des sols présents dans la base de données**

Code Couvert	Type de couverture
<b>Horti</b>	Massifs horticoles ou potagers
<b>Pelouse</b>	Pelouses / gazons
<b>Arbre</b>	Arbres / arbustes
<b>Mix</b>	Mélanges de strates : pelouses, arbres, arbustes voire fleurs
<b>Arbre alignement</b>	Arbres d'alignement plantés dans des fosses
<b>Nu</b>	Sols nus
<b>Scellé</b>	Sols scellés

**Tableau 5. Codification du niveau de gestion des sites dans la base de données**

Code Gestion	Type de gestion
<b>Intensif</b>	Espaces très structurés, avec un objectif ornemental ( <i>e.g.</i> , pelouses rarement autorisées) : nature totalement maîtrisée
<b>Elevé</b>	Espaces organisés, soignés, avec un suivi régulier – fréquentation importante (sol souvent piétiné)
<b>Faible</b>	Espaces plutôt laissés à l'état naturel mais avec un contrôle pour éviter une reconquête totale par la végétation locale
<b>Très faible</b>	Espaces naturels, pas d'intervention d'entretien ( <i>e.g.</i> , taille) - sites reconquis par la végétation locale

**Tableau 6. Codification de la taille des sites étudiés dans la base de données**

Code Taille du site	Tailles correspondantes (m <sup>2</sup> )
<b>T1</b>	10-500
<b>T2</b>	>500-1000
<b>T3</b>	>1000-1500
<b>T4</b>	>1500-2000
<b>T5</b>	>2000-3000
<b>T6</b>	>3000-5000
<b>T7</b>	>5000-10 000
<b>T8</b>	>10 000-50 000
<b>T9</b>	>50 000-100 000
<b>T10</b>	>100 000

**Tableau 7. Codification de l'âge des sites étudiés dans la base de données**

<b>Code Age du site</b>	<b>Âges correspondants au moment des analyses</b>
<b>0-10</b>	entre 0 et 10 ans inclus
<b>11-20</b>	entre 11 et 20 ans inclus
<b>21-30</b>	entre 21 et 30 ans inclus
<b>31-50</b>	entre 31 et 50 ans inclus
<b>51-75</b>	entre 51 et 75 ans inclus
<b>76-100</b>	entre 76 et 100 ans inclus
<b>101-150</b>	entre 101 et 150 ans inclus
<b>plus150</b>	strictement supérieur à 150 ans

### 2.1.1.3. Hétérogénéité de la base de données

#### Hétérogénéité des variables étudiées

La base de données ainsi construite est caractérisée par une très forte hétérogénéité des variables étudiées, des méthodes d'échantillonnage et d'analyses, mais aussi des profondeurs considérées. La figure 19 résume l'effectif des données récoltées pour chaque variable quantitative du sol. La figure 19A montre les paramètres qui ont été étudiés pour au moins 15 % de la population totale d'échantillons (contenant 9 651 échantillons), dans l'ordre décroissant des effectifs. La figure 19B montre au contraire les variables qui n'ont été étudiées que pour moins de 15 % de la population totale, dans un ordre décroissant des effectifs. La concentration en carbone organique du sol (CCOS), teneur massique en éléments grossiers (appelée Fraction>2mm dans l'histogramme) et épaisseur de sol, nécessaires au calcul de SCOS, sont comprises parmi les paramètres les plus étudiés. En revanche, la masse volumique apparente de la terre fine ( $M_v$ ) n'a quasiment jamais été étudiée dans ces sols (Figure 19B). Il est donc nécessaire, par la suite, d'estimer cette variable pour ensuite calculer SCOS. Elle peut, dans un premier temps, être obtenue par une lecture exhaustive de la littérature afin de déterminer une fourchette de  $M_v$  pour chaque type d'usage urbain, associé à une intensité de gestion et un couvert donné. Ce travail a été mené et est présenté en annexes 15 (valeurs de  $M_v$  trouvées dans la littérature) et 16 (adaptation de ces résultats aux types d'usage, types de couvert et intensités de gestion de la base de données). Cependant, cette méthode demeure très hasardeuse. Une autre manière serait de pouvoir construire des fonctions de pédotransfert (*pedotransfer functions* ; PTF) à partir de données réellement mesurées. Nous testerons cette méthode de calcul par la suite.

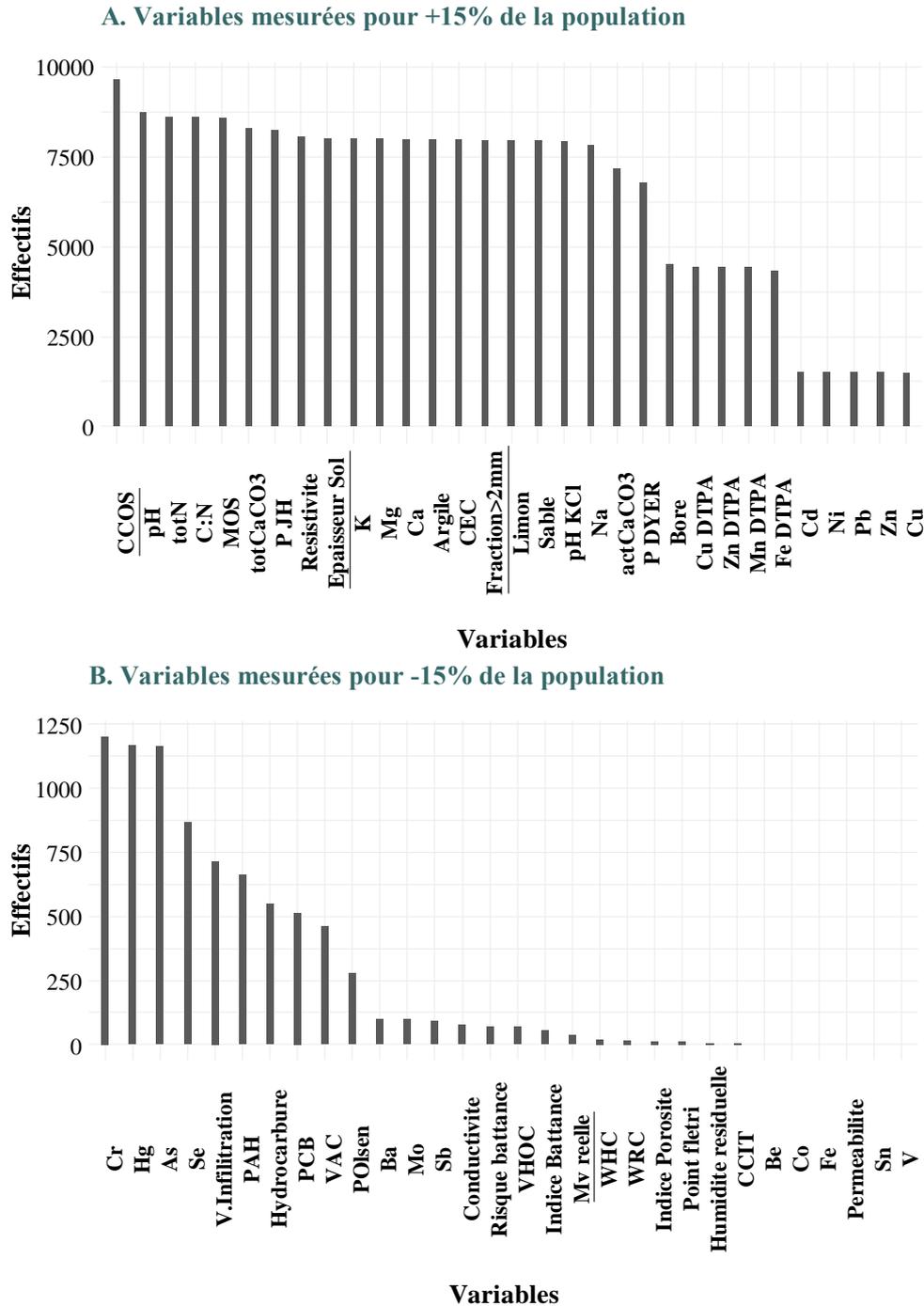
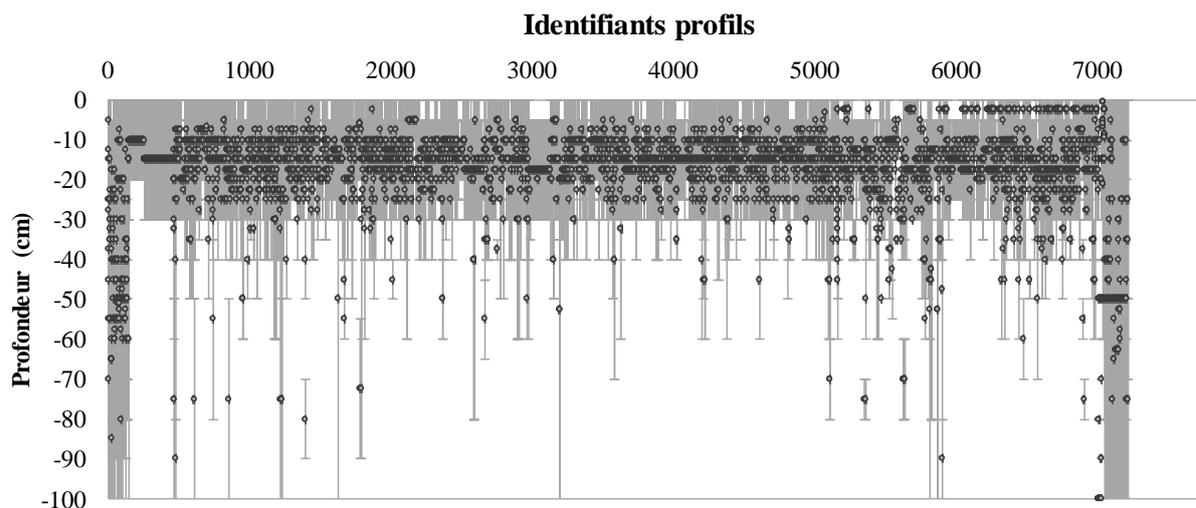


Figure 19. Effectifs des données de description des sols pour chaque paramètre étudié par les organismes partenaires. En (A), sont représentés tous les paramètres renseignés pour au moins 15 % de la population totale (qui contient 9 651 échantillons). En (B) se trouvent les paramètres renseignés pour moins de 15 % de la population totale. Les variables soulignées sont nécessaires au calcul du stock de carbone organique (SCOS).

### Hétérogénéité des profondeurs de sol étudiées

Une seconde limite dans l'exploitation de la base de données concerne la profondeur de sol étudiée. Dans la plupart des cas, le profil de sol se limite à une couche de sol échantillonnée (7 224 profils différents pour 0-100 cm de profondeur ; Figure 20). Il existe une très forte hétérogénéité des couches de sol étudiées avec au total, 312 couches, caractérisées par des profondeurs et épaisseurs différentes. De plus, la profondeur n'est pas renseignée pour 1 632 échantillons.

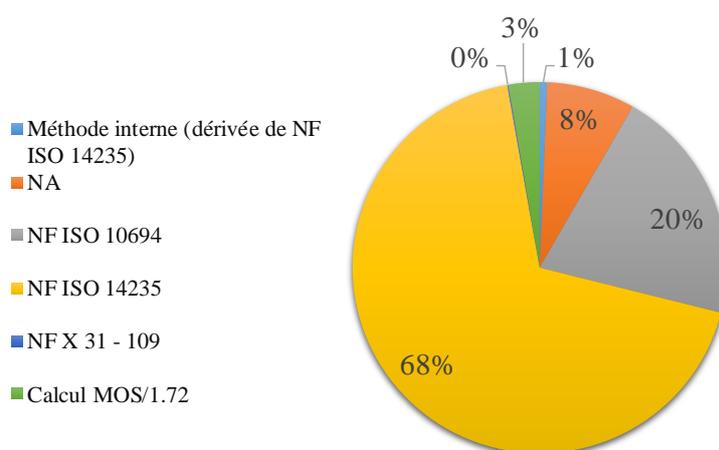


**Figure 20.** Bilan de la profondeur et de l'épaisseur de toutes les couches échantillonnées pour chaque profil de sol considéré dans les 100 premiers cm de sol. La plupart des profils sont caractérisés par une seule couche échantillonnée. Pour les autres, un profil peut comporter plusieurs échantillons prélevés dans des couches différentes.

#### 2.1.1.4. Hétérogénéité des méthodes d'analyse de la teneur en carbone organique

Les méthodes qui ont été utilisées pour l'analyse de CCOS, sont très hétérogènes (Figure 21). Les méthodes les plus représentées sont celles utilisées pour les sols parisiens : i) selon la norme NF ISO 14235 (ISO, 1998), méthode d'analyse directe du CCOS par oxydation sulfochromique (jusqu'en mai 2015) ; et ii) selon la norme NF ISO 10694 (AFNOR, 1995a), méthode d'analyse élémentaire par combustion sèche du carbone total (totC), depuis mai 2015. Ainsi, depuis mai 2015, pour les sols parisiens, CCOS a été calculée par différence de totC et de la teneur en carbone inorganique, obtenue par la méthode de calcimétrie de Bernard (CCIS ; NF ISO 10693 ;AFNOR, 2014). Cependant, certains laboratoires ont préféré opter pour un traitement préalable des échantillons à l'acide chlorydrique (HCl), supprimant les carbonates, pour permettre une analyse directe de CCOS par analyse élémentaire (CCOS = totC après suppression des carbonates). Pour les autres villes qui ont utilisé la norme NF ISO 10694, il n'est pas possible de savoir comment a été déterminée CCOS (décarbonatation avant analyse

ou soustraction par la teneur en carbonates). De plus, pour certains échantillons, la détermination de CCOS a été indirecte, par l'analyse de la teneur en MOS, puis par l'utilisation du facteur de correction van Bemmelen pour calculer CCOS (teneur en MOS =  $1,72 \times \text{CCOS}$  ; ce facteur étant fortement contesté dans la littérature ; section 1.3.3). La teneur en MOS a elle-même été déterminée en suivant différentes méthodes (NF EN 13039, NF P 94-058 ; AFNOR, 2011, 1993a). Enfin, dans 8 % des cas, la méthode utilisée n'était pas connue (« NA » dans la figure 21).

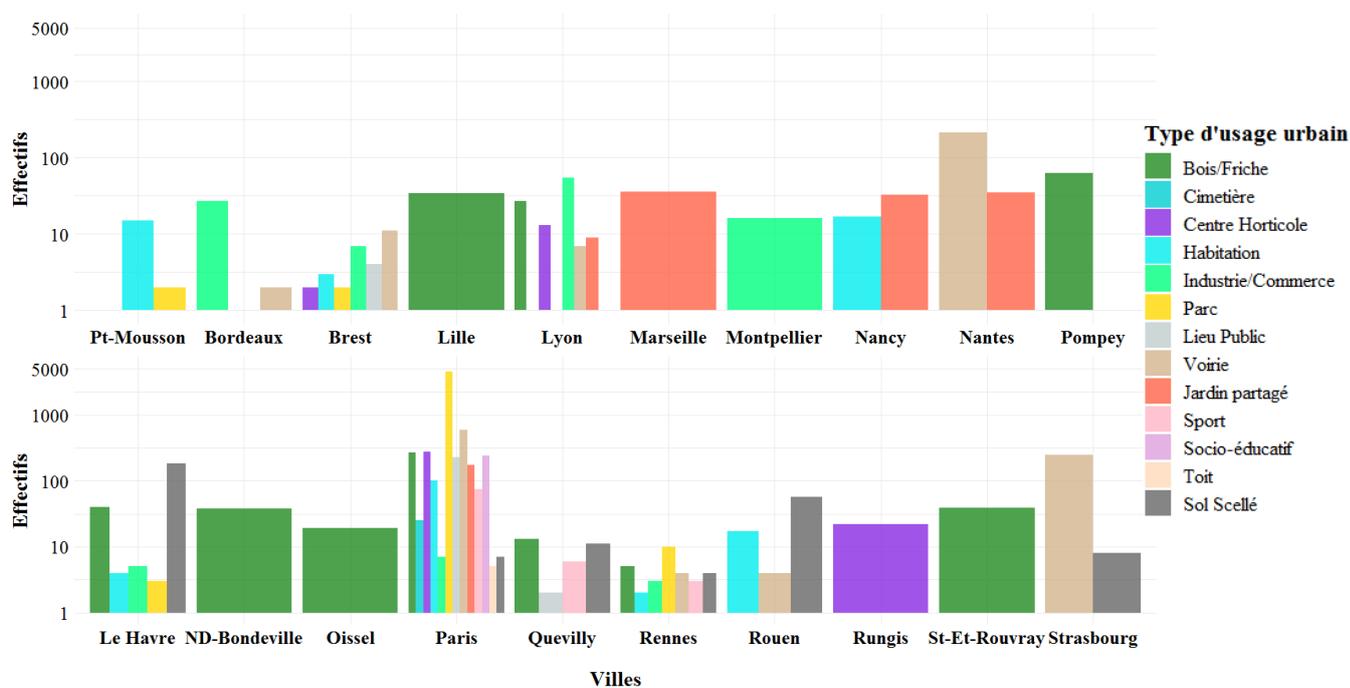


**Figure 21. Normes ou méthodes utilisées dans la base de données pour la détermination de la teneur en carbone organique dans le sol** (les pourcentages correspondent à la représentativité de la méthode dans la base de données).

### 2.1.1.5. Choix d'une ville française pilote de la base de données

Du fait des hétérogénéités et données manquantes énoncées, il semble impossible de se placer à l'échelle du territoire pour étudier et comparer SCOS entre les villes représentées dans la base de données. Le choix d'une ville pilote pour cette étude est alors nécessaire. Pour les villes ayant un effectif de plus de 15 échantillons, la plupart ne sont représentées que par un seul type d'usage (correspondant souvent à un seul site d'étude ; Figure 22). Seules les villes de Brest, Lyon, Le Havre, Paris, Le Petit-Quevilly (Quevilly) et Rennes sont représentées par au moins quatre types d'usage différents. Parmi ces mêmes villes, la sélection des échantillons pour lesquels la profondeur d'étude est d'une part connue, et d'autre part, inférieure à 100 cm, amène à retenir deux villes représentées par au moins quatre types d'usage : Le Havre et Paris (Figure 23). Or, les échantillons obtenus à Paris représentent 84 % de la base de données et 14 types d'usages y sont représentés. **Ainsi, Paris est la ville la plus représentée en termes de**

nombre d'échantillons, de sites d'étude et de types d'usages différents ; elle a donc été choisie comme ville pilote. De plus, outre le fait que cette ville soit une capitale mondiale très dynamique, l'histoire de ses sols, ainsi que la cartographie de ses types d'usage ont été caractérisés de manière approfondie (Barles, 1993 ; IAU-IDF).



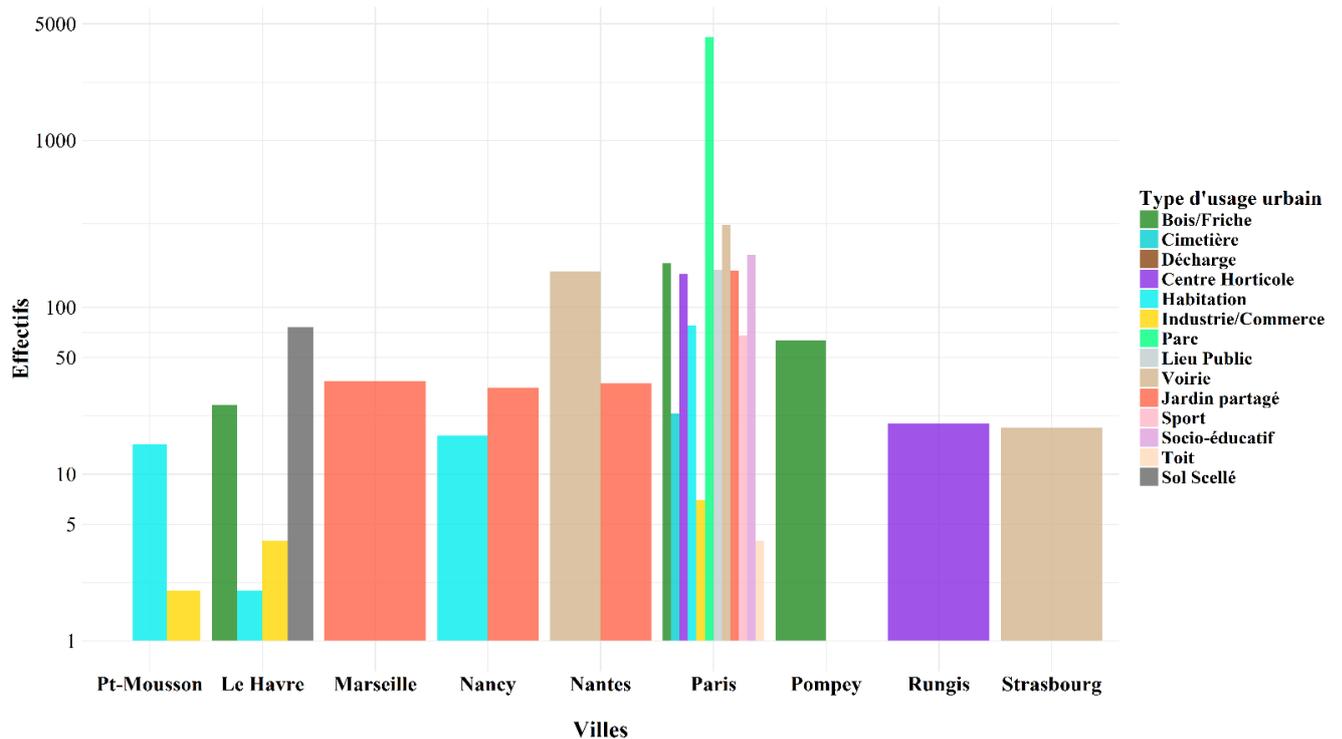


Figure 23. Types d'usage étudiés dans les villes de la base de données, représentés par plus de 15 échantillons, qui ont été prélevés à une profondeur connue, inférieure à 100 cm de profondeur. Pont-Mousson = Pont-à-Mousson.

### 2.1.2. Confrontation avec la base de données construite pour les sols de New York

Le Département de l'Agriculture des États-Unis (USDA) a mis en place une base de données à l'échelle de New York (NYC), s'appuyant sur un échantillonnage standardisé de leurs sols, entre 1995 et 2015. Il s'agit de 58 profils de sols (0-100 cm, généralement), qui ont été choisis à partir de la carte des séries pédologiques des sols newyorkais. De plus,  $M_v$  a été mesurée dans les sols. Ainsi, grâce à une collaboration avec l'USDA permise par le réseau SUTMA, il a été possible d'entreprendre une comparaison de la base de données de Paris, avec celle de NYC. Pour permettre une comparaison entre deux métropoles de même taille (superficie et population), l'étude s'est placée ici, à l'échelle de l'aire urbaine de Paris (Métropole du Grand Paris, MGP).

**Ainsi, plusieurs questions se posent concernant la MGP et NYC : la première est de savoir si SCOS est comparable entre ces deux métropoles, sachant qu'il s'agit de deux mégapoles, aux tailles et populations similaires et ayant des dynamiques économiques comparables, mais qu'au contraire, elles sont caractérisées par des histoires et des conditions pédoclimatiques distinctes et qu'enfin, leurs bases de données ont été**

**construites différemment. La seconde question est de savoir si ces SCOS, sont comparables à ceux des sols environnants non urbains.**

Ce travail a fait l'objet d'une valorisation sous forme d'article publié dans *Science of the Total Environment* :

**« Estimation of soil organic carbon stocks of two cities, New York City and Paris ».**

Aurélié Cambou, Richard K. Shaw, Hermine Huot, Laure Vidal-Beaudet, Gilles Hunault, Patrice Cannavo, François Nold, Christophe Schwartz. DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.06.322.

**Puis au sein d'une même ville, nous avons étudié la répartition spatiale et temporelle de SCOS. Nous avons donc cherché à déterminer les facteurs qui influencent le plus le SCOS actuel dans les sols ouverts. Nous avons également appliqué un travail de cartographie de SCOS à l'échelle de la ville. Enfin, nous avons étudié l'impact de l'évolution des méthodes de gestion des espaces verts sur SCOS à l'échelle de la ville.** Ce travail n'a été réalisé qu'au sein de Paris intra-muros, étant donné que les données nous le permettaient (suffisamment de données dans le temps et dans l'espace, contrairement à celles obtenues à NYC).

### 2.2. Matériels et méthodes pour l'étude du stock de carbone de New York et de la Métropole du Grand Paris

#### 2.2.1. Présentation de la ville de New York et de la Métropole du Grand Paris

##### 2.2.1.1. *Ville de New York*

La ville de NYC (40°42'46" N ; 74°00'21" O) est la capitale économique des Etats-Unis. Elle rassemble 8,5 millions d'habitants en 2016 (U.S. Census Bureau). Sa surface de 772 km<sup>2</sup> est divisée en cinq quartiers (Brooklyn, Bronx, Manhattan, Queens, et Staten Island), dont quatre îles. En 2016, la densité de population atteignait 10 756 habitants.km<sup>-2</sup>. L'altitude est de 122 m au-dessus du niveau de la mer. Le climat régional est continental humide (Dfa selon la classification de Köppen-Geiger) et devient subtropical humide à l'intérieur de la ville (Cfa) : il est caractérisé par des hivers froids et des étés chauds et humides. Les précipitations annuelles moyennes atteignent 1 270 mm et la température annuelle moyenne est de 12,9°C (températures minimale et maximale moyennes : + 8,9°C et + 16,8°C). Le contexte géomorphologique de NYC se distingue en trois zones : i) la roche mère cristalline (gneiss, schiste, marbre) qui affleure à Manhattan et dans le Bronx ; ii) les roches sédimentaires et ignées du Trias et du Jurassique dans la partie Nord-Est de Staten Island ; et iii) la plaine côtière atlantique composée de dépôts non consolidés du Crétacé tardif sur les îles de Staten Island et de Long Island (Brooklyn et Queens). Plusieurs épisodes glaciaires ont entraîné le dépôt de matériaux de surface, qui sont à la base de la formation des sols et qui ont façonné le paysage. Néanmoins, les matériaux parents des sols de NYC comprennent également des dépôts postglaciaires, tels que des dépôts marécageux, des matériaux organiques et des matériaux anthropiques (NYC Soil Survey Staff, 2005). Du fait de sa géographie, la ville de NYC n'a bénéficié que d'un espace limité pour son expansion. Le drainage et le remblaiement des zones humides, ainsi que l'extension des rivages, ont été fréquents, entraînant souvent l'enrichissement des sols en artefacts issus des activités humaines et en déchets. Au cours de ces remblaiements, certains matériaux ont notamment été apportés par voie ferroviaire depuis d'autres régions (*e.g.*, pour Flushing Meadows, dans le Queens, dans les années 1930). La réalisation du canal Érié a fait de la ville la capitale commerciale de la Nation ; la population a également augmenté rapidement au cours du XIX<sup>ème</sup> siècle, en raison de l'immigration. Pour répondre à la demande croissante d'espaces verts, plusieurs parcs ont été créés, dont un grand parc central à Manhattan (Central Park), achevé en 1876, ainsi que le Prospect Park à Brooklyn en 1867. Enfin, plusieurs zones « à caractère rural » ont été aménagées dans le Bronx dans les années 1880 (New York City Department of Parks & Recreation, 2018). En plus des parcs, composés à la fois de zones

récréatives actives et de zones « naturelles », les plus grandes parcelles contiguës d'espaces ouverts de la ville comprennent des cimetières et des terrains de golf.

### 2.2.1.2. Métropole du Grand Paris et Paris intra-muros

La ville de Paris est la capitale de la France (48°51'12" N ; 2°20'55" E) ; elle sera appelée Paris intra-muros dans la suite du document. Cette ville est incluse dans la MGP qui couvre une superficie de 815 km<sup>2</sup>, dont 17,4 km<sup>2</sup> sont occupés par de l'eau (fleuve, lacs, etc.). Dans la MGP, la population était de 7,0 millions d'habitants en 2014 et la densité de population totale était de 8 589 habitants.km<sup>-2</sup>. Enfin, cette aire urbaine représentait, en 2014, environ 10,6 % de la population totale de la France métropolitaine (INSEE - Institut national de la statistique et des études économiques, 2014). L'altitude est comprise entre 24 m et 180 m.

Au sein de la MGP, Paris intra-muros couvre une superficie de 105,4 km<sup>2</sup>, dont 2,6 km<sup>2</sup> sont occupés par le fleuve de la Seine et des canaux. En 2014, la population s'élevait à près de 2,2 millions d'habitants et la densité de population était de 21 067 habitants.km<sup>-2</sup> (environ deux fois plus que NYC ; INSEE, 2014). L'altitude est comprise entre 25 m et 129 m.

Le matériau parent naturel de la région est sédimentaire (calcaire du Jurassique, marnes vertes et argiles oligocènes, dépôts alluviaux carbonatés, sable quartzeux oligocène, Sparnacien). Cependant, les remblais sont couramment présents dans cette zone, et peuvent même atteindre 10 m d'épaisseur par endroits : ils incluent divers matériaux naturels et technogéniques (par exemple, limon, pierres, bois, gravats ; Béchet et al., 2009) . Selon le système de classification climatique de Köppen-Geiger, le climat est tempéré océanique (Cfb) avec une température moyenne de 11,6°C (températures minimale et maximale annuelles : + 7,9°C et + 15,5°C) et une pluviométrie moyenne de 591 mm.an<sup>-1</sup>.

Au XIX<sup>ème</sup> siècle, Paris intra-muros a été marquée par la période haussmannienne (1852-1870), qui a fortement transformé la ville, selon trois principes : i) décongestionner la ville pour améliorer l'assainissement ainsi que le bien-être humain, ii) unifier les différents quartiers et iii) embellir le paysage avec des places, des parcs et des promenades publiques. Ainsi, durant cette période, plus de 18,3 km<sup>2</sup> d'espaces verts ont été créés ou rénovés dans Paris intra-muros (création des parcs de Butte-Chaumont et de Montsouris, rénovation des bois de Boulogne et de Vincennes). Cela représente près de 30 espaces verts, qui couvrent environ 80 % de la surface actuelle des espaces verts parisiens. A cet effet, des sols sableux maraîchers, initialement situés hors des murs de Paris intra-muros, ont été utilisés comme substrats pour la mise en place des sites (matériaux altérés ou transportés par l'Homme pour la construction d'un site, que l'on appellera matériaux HAHT, *i.e. Human-Altered and Human-Transported*). Ces

sols maraîchers étaient considérés comme étant particulièrement fertiles (souvent des Anthrosols riches en COS, N, et P) et bon marché. Les espaces urbains (y compris les bois urbains) ont ensuite été fortement irrigués avec des eaux usées, contenant une CCOS élevée. De plus, du charbon de bois et de la chaux ont été utilisés comme fertilisants dans les jardins maraîchers parisiens, avant que ceux-ci ne soient utilisés comme substrats pour les espaces verts (Foti et al., 2017). Ces méthodes de création et de gestion ont été maintenues jusqu'au début des années 1950 avec la création de 1,5 km<sup>2</sup> d'espaces verts supplémentaires entre 1870 et 1950 (Open Data Paris, 2018).

A partir des années 1950, la construction d'espaces verts s'est intensifiée dans Paris intra-muros. Ainsi, les sols agricoles fertiles de la première couronne, gagnés par l'urbanisation, ont été réutilisés comme matériaux HAHT pour les nouveaux espaces verts urbains, généralement de petite taille, du fait de l'espace restreint. Près de 275 espaces verts, tels que des squares, ont été construits dans Paris intra-muros, ce qui représente au total 2,4 km<sup>2</sup> (Open Data Paris, 2018). Ces sols agricoles contiennent à l'origine beaucoup moins de COS que les sols maraîchers, utilisés pendant la période haussmannienne. Les matériaux d'origine agricole ont également une teneur en sables et une teneur en carbonates (totCaCO<sub>3</sub>) plus faibles que les matériaux d'origine maraîchère (sable < 30 g.100g<sup>-1</sup> ; totCaCO<sub>3</sub> < 5 g.100g<sup>-1</sup>) conformément aux cahiers des clauses techniques particulières (CCTP) de la Ville de Paris. Depuis les années 1980, les CCTP des aménagements paysagers limitent la présence de totCaCO<sub>3</sub> à 3 ou 5 % (suivant les cultures), pour que le sol soit en mesure d'accueillir la plus grande diversité des espèces végétales utilisées dans les espaces verts (Comm. Pers., Laboratoire Agronomique de Paris). Notons que le nombre de parcs et les surfaces citées précédemment concernent principalement les espaces gérés par les services espaces verts de la Ville de Paris. Il existe néanmoins d'autres espaces verts, de statut privé (*e.g.*, particuliers, congrégations religieuses, sociétés d'HLM) ou public (*e.g.*, ministères, administrations, ambassades) qui représentent des surfaces non négligeables. L'extension de ces autres espaces verts en fonction des différentes périodes historiques n'est pas si bien renseignée, de sorte que le nombre d'espaces construits et les surfaces correspondantes, par période, sont approximatifs. Néanmoins, à ce jour, près de 27,7 km<sup>2</sup> de Paris intra-muros sont occupés par tous les types d'espaces verts (gérés ou non par la Ville de Paris ; IAU IDF 2012), soit 26,3% de la superficie totale de Paris intra-muros.

### 2.2.2. Sélection d'échantillons et traitement de la base de données

#### 2.2.2.1. Comparaison du stock de carbone organique entre New York et la Métropole du Grand Paris

##### Sols ouverts de la ville de New York

Les sols de NYC ont été cartographiés à l'échelle de 1/12 000 par le Service de Conservation des Ressources Naturelles de l'USDA à partir des normes proposées dans le cadre d'un partenariat national pour le suivi des sols (National Cooperative Soil Survey ; USDA-NRCS). Pour cette étude, les sols formés dans des matériaux naturellement déposés (ND) ont été différenciés de ceux formés dans des matériaux HAHT. La légende de l'étude des sols, disponible sur le site du *Web Soil Survey* (<http://websoilsurvey.sc.egov.usda.gov/App/HomePage.htm>), contient 236 unités cartographiques, avec 37 séries de sols formés sur des matériaux ND et 29 séries de sols formés sur des matériaux HAHT. Elle comprend également six séries diverses, dont la série « sols urbains scellés » (62,7 % de la superficie de la ville). Les séries de sols ouverts formés à partir des matériaux ND représentent 8,6 % de la superficie de la ville avec des dépôts glaciaires (dépôts fluvioglaciaires, till rouge, till brun, serpentinite ; 4,6 % de la superficie), le marais salant littoral (ND marais ; 1,9 %) et les sables marins (0,5 %). Les séries de sols ouverts formés à partir de matériaux HAHT représentent, quant à elles, 27,6 % de la superficie de la ville avec des remblais limoneux à faible teneur en artefacts (< 10 %) que l'on nommera « HAHT < 10% » (14,9 % de la superficie), des débris de construction ou artefacts (HAHT artefacts ; 5,9 %), des matériaux de dragage (HAHT dragage ; 3 %), des déchets domestiques (1,6 %) et des cendres de combustion de charbon (HAHT charbons ; 0,1 %).

Pour la plupart des séries pédologiques, au moins un profil de sol a été décrit par horizon jusqu'à une profondeur d'environ 100 cm, sauf lorsque le substrat rocheux était atteint avant, selon les critères de l'USDA-NRCS (Schoeneberger et al., 2012). Pour chaque profil, tous les horizons décrits ont été échantillonnés pour des analyses physiques, chimiques et minéralogiques. Les teneurs massiques et volumiques en fragments grossiers (respectivement  $\delta_{>2\text{mm}}$  w/w et  $\delta_{>2\text{mm}}$  v/v) supérieurs à 20 mm ont été évalués *in situ* et les fragments grossiers plus petits (2-20 mm) ont été pesés au laboratoire. Les mottes ont été échantillonnées pour évaluer la  $M_v$  après correction des fragments grossiers (Soil Survey Staff, 2014). La base de données utilisée pour l'estimation de SCOS comprend 58 profils échantillonnés entre 1995 et 2015, tous représentant des sites d'échantillonnage de plus de 2 000 m<sup>2</sup>. Pour tenir compte de toutes les séries représentatives de la ville, cinq profils provenant de sites situés juste à l'extérieur de la

ville dans le New Jersey ont dû être inclus. Les sols ouverts étudiés sont végétalisés et correspondent à des usages de friches urbaines, de bois urbains, de marais salants et de parcs.

### Sols ouverts de la Métropole du Grand Paris

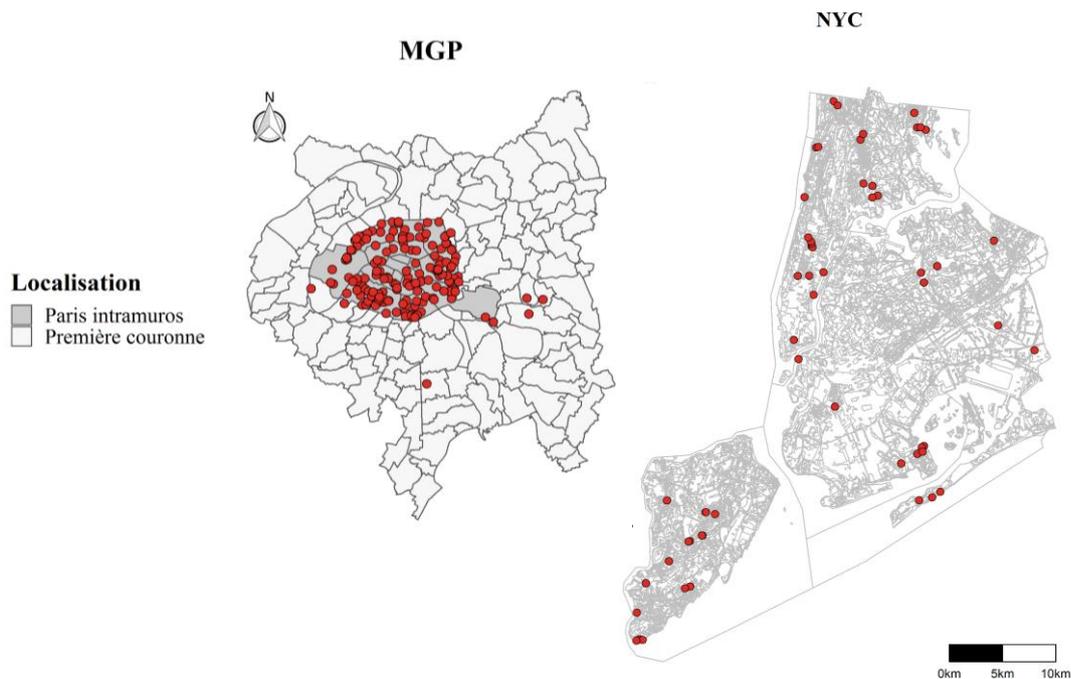
La base de données de la MGP, fournie par le laboratoire agronomique de Paris, contient près de 10 000 échantillons prélevés principalement dans les zones urbaines de la région Ile-de-France depuis 1993. Contrairement à la base de données de NYC, les méthodes d'échantillonnage n'y sont pas standardisées car elles dépendent de divers projets d'évaluation de la fertilité des sols, menés par différents organismes. Ainsi, les profondeurs de sols étudiées ne sont pas harmonisées, mais en général seule la couche de terre végétale ajoutée lors de la création des sites (ou lors de leur rénovation) a été échantillonnée, afin de contrôler sa fertilité. En outre, les emplacements exacts des points d'échantillonnage ne sont parfois pas connus avec précision, et certains paramètres, tels que  $M_v$ , n'ont pas été déterminés. De ce fait, seuls les échantillons collectés dans la MGP, entre 1995 et 2015, pour une profondeur comprise entre 0-30 cm, dans les parcs, bois urbains et dans la catégorie « jardins urbains », qui comprend « Centre horticole », « Jardin partagé » et « Habitation » (Tableau 3), ont été retenus. Ces trois usages (parcs, bois, jardins) constituent la catégorie « sols ouverts » de la MGP. De plus, dans le cas où plusieurs campagnes d'échantillonnage ont eu lieu sur le même site, à différentes dates, seuls les échantillons recueillis lors de la dernière campagne de mesure ont été sélectionnés. De plus, bien que tous les sites soient importants pour étudier les SCOS, seuls ceux ayant une surface supérieure à 2 000 m<sup>2</sup> ont été étudiés dans l'objectif de privilégier la comparaison de SCOS avec les sites de NYC (pour une échelle spatiale équivalente). Ainsi, 593 échantillons prélevés dans des sols ouverts végétalisés ont finalement été conservés pour construire la base de données de la MGP utilisée dans cette partie.

### Sols scellés dans les deux villes

Du fait de la difficulté à accéder à des sols scellés, et du manque d'intérêt des aménageurs quant aux propriétés fertiles des sols scellés, très peu de données sont disponibles dans les bases de données de la MGP et de NYC (sept et huit échantillons, respectivement). Concernant la MGP, la profondeur exacte de l'échantillonnage n'est pas connue mais a été fixée à 30 cm. À NYC, l'épaisseur des couches d'asphalte et de béton a été évaluée, et la couche de sol sous-jacente a été décrite et échantillonnée jusqu'à une profondeur de 100 cm (généralement homogène sur tout le profil). Pour permettre la comparaison des sols entre ces deux villes, une valeur moyenne de CCOS a été calculée pour une couche de sol de 30 cm d'épaisseur sous la surface

imperméable. Les couches imperméables ne sont donc pas prises en compte dans cette épaisseur, vu qu'elles ne sont pas définies comme faisant partie du profil de sol, et qu'elles ne contiennent, de plus, pas (ou extrêmement peu) de fraction fine. Le même calcul a été répété à NYC, pour la couche de sol comprise entre 30 et 100 cm de profondeur (ici encore, l'épaisseur des couches imperméables a été exclue).

Les sites d'échantillonnage dans les deux villes ont été cartographiés (Figure 24).



**Figure 24.** Sites échantillonnés dans la MGP (Métropole du Grand Paris ; partie gauche) et à New York (NYC ; partie droite). Paris intramuros et sa première couronne ont été distinguées sur la carte. Concernant NYC, les cinq sites échantillonnés dans le New Jersey ne sont pas représentés sur la carte.

### 2.2.2.2. *Etude du stock de carbone dans les sols de Paris intra-muros*

Pour étudier les facteurs influençant la répartition spatiale et temporelle de SCOS à l'échelle d'une ville, seule Paris intra-muros, décrite dans la section 2.2.1.2, a été étudiée. La base de données du Laboratoire Agronomique de Paris a été traitée afin de répondre aux nouveaux objectifs et divisée selon deux périodes : 1993 et 2007 (P1) et 2008 et 2016 (P2). En effet, les modes de gestion des espaces verts ont évolué à partir de 2004 : un changement majeur concerne les arbres, arbustes et massifs horticoles, qui sont, depuis cette date, systématiquement paillés, dans tous les espaces verts. Ainsi, on peut supposer que les principales conséquences de ce changement sont pleinement observables dès 2007. De plus, la méthode de restitution des résidus de tonte des pelouses remplace progressivement la méthode d'exportation, bien qu'à ce jour, cette méthode ne soit pas encore généralisée à tous les espaces verts de Paris intra-muros.

Selon leurs teneurs en sables, en limons et en carbonates, les trois catégories de matériaux HAHT utilisés pour construire les espaces verts de Paris intra-muros, ont pu être distinguées : i) les sols maraîchers urbains, utilisés pendant la période haussmannienne (1852-1870), et jusqu'en 1950, ii) les sols agricoles de la première couronne, utilisés depuis les années 1950 et iii) d'autres types de matériaux dont l'origine est inconnue (mélange de différents types de matériaux, ou sol naturel perturbé, dans lequel du sable ou d'autres matériaux ont été ajoutés avant homogénéisation).

### 2.2.3. Méthodes d'analyses des échantillons dans les deux villes

À NYC, les analyses de sol ont été effectuées au Laboratoire d'étude des sols de Kellogg (USDA-NRCS) en suivant des méthodes standardisées (Soil Survey Staff, 2014). Les échantillons ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm. La teneur en carbone du sol total (totC) a été mesurée par combustion sèche. La teneur en carbonates (totCaCO<sub>3</sub>) et la CCIS ont été déterminées pour les sols non acides en traitant le sol avec du HCl et en mesurant le CO<sub>2</sub> dégagé par voie manométrique. Finalement, CCOS a été estimée en soustrayant CCIS de totC. Pour chaque profil, une moyenne pondérée de chaque paramètre initialement mesuré par horizon, a été calculée pour les sols de surface (0-30 cm) et les sols plus profonds (30-100 cm). Ces jeux de données sont alors respectivement appelés NYC 0-30 cm et NYC 30-100 cm. Le jeu de données NYC 30-100 cm contient 56 échantillons, car deux des profils étaient trop peu profonds pour être pris en compte. Pour quatre profils n'atteignant pas 100 cm de profondeur, la valeur moyenne de chaque paramètre a été calculée pour leur épaisseur réelle.

Dans la MGP (dont Paris intra-muros), les échantillons de sol ont été analysés en utilisant des méthodes normalisées par le laboratoire agronomique de Paris entre 1993 et 2016. Les échantillons ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm ; de sorte que  $\delta_{>2\text{mm}}$  w/w a pu être déterminée. La distribution granulométrique (argiles, limons et sables) de la terre fine (<2 mm) a ensuite été déterminée par tamisage et sédimentation (AFNOR, 2003, 1995b). Le pH a été mesuré dans l'eau (AFNOR, 2005). La totCaCO<sub>3</sub> a été analysée par la méthode volumétrique (AFNOR, 2014). Comme expliqué dans la section 2.1.1, CCOS a été analysée directement par oxydation sulfochromique jusqu'en mai 2015 ; puis, la combustion sèche a été privilégiée (AFNOR, 1995a; ISO, 1998). Pour cette dernière, CCIS (ou totCaCO<sub>3</sub>) a été déterminée par la méthode volumétrique (AFNOR, 2014) et CCOS a été estimée en soustrayant CCIS de totC. La teneur en azote (totN) a été analysée en utilisant une adaptation de la méthode de Kjeldahl jusqu'en mai 2015 ; puis, elle a été déterminée par combustion sèche (AFNOR, 1995a; Kjeldahl, 1883). Les cations échangeables, qui sont le calcium (Ca<sup>2+</sup>, noté Ca), magnésium (Mg<sup>2+</sup>, noté

Mg), sodium ( $\text{Na}^+$ , noté Na), potassium ( $\text{K}^+$ , noté K) ont été extraits à l'acétate d'ammonium puis leur teneur a été déterminée par spectroscopie d'absorption atomique (AFNOR, 2002a). Le phosphore disponible a été déterminé par : i) la méthode de Joret-Hébert ( $P_{\text{JH}}$ , ; AFNOR, 1999a) ou ii) la méthode de Dyer ( $P_{\text{DYER}}$ , AFNOR, 1999b). La teneur en bore soluble (bore) a été déterminée par la méthode à l'eau bouillante (AFNOR, 1999c). Les oligo-éléments (Fe, Cu, Mn, Zn) ont été extraits au DTPA (AFNOR, 1993b).

### 2.2.4. Estimation du stock et de la masse de carbone organique

#### 2.2.4.1. *Stock de carbone organique par unité de surface*

La formule Eq. 4 (cf. section 1.8.1 ; p. 34) a été utilisée pour calculer SCOS dans les deux villes. A NYC, SCOS a été calculé par horizon puis sommé pour la couche 0-30 cm et la couche 30-100 cm. Contrairement aux échantillons des sols newyorkais, les échantillons de la MGP (dont ceux de Paris intra-muros) n'ont pas été prélevés par horizon pédologique, mais seulement pour une profondeur donnée. De ce fait, bien que cela ne puisse pas être vérifié, les paramètres étudiés ont été considérés comme étant homogènes pour les 30 premiers cm de sol.

De plus, pour chaque jeu de données, une estimation de  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ v/v}$  à partir de  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ w/w}$  ( $\text{g} \cdot 100\text{g}^{-1}$ ) a été proposée, selon USDA-NRCS (2003) :

$$z = 0.0056 \times y^2 + 0.39 \times y + 2.03 \quad (\text{Eq. 6})$$

où  $z$  correspond à  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ v/v}$  ( $\text{g} \cdot 100\text{g}^{-1}$ ), et  $y$  à  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ w/w}$  ( $\text{g} \cdot 100\text{g}^{-1}$ ).

Enfin, comme  $M_v$  n'a pas été étudiée pour les sols de la MGP, elle a été estimée à l'aide de fonctions de pédotransfert (PTF) étalonnées sur les données de NYC. Plusieurs PTF de la littérature ont été testées sur les données de NYC obtenues par horizon de sol pour les couches 0-30 cm et 30-100 cm : des PTF n'utilisant que CCOS comme variable prédictive et d'autres utilisant également les teneurs en argiles et en limons. Ces dernières n'ayant pas abouti à des résultats précis, elles ne seront pas présentées (Bernoux et al., 1998 ; Chen et al., 2018 ; Tomasella et Hodnett, 1998). Pour adapter les PTF aux données de NYC, les coefficients de régression ont été réajustés grâce à l'algorithme de Levenberg-Marquardt, du package `minpack.lm` du logiciel R (Elzhov et al., 2013). Ce travail a été réalisé sur deux jeux de données : le premier comprenait tous les échantillons obtenus par horizon à NYC 0-30 cm et le second comprenait tous les échantillons obtenus par horizon à NYC 30-100 cm, avant le calcul pondéré de CCOS et de  $M_v$  sur ces deux couches. Chaque ensemble de données a été divisé en deux sous-ensembles indépendants (en évitant de séparer les échantillons d'un même profil) : le sous-ensemble d'étalonnage a été utilisé pour développer le modèle et le sous-ensemble de

validation a été utilisé pour le tester. Le tableau 8 donne les statistiques descriptives de CCOS et  $M_v$  dans ces deux sous-ensembles, pour NYC 0-30 cm et NYC 30-100 cm.

La précision du modèle a été analysée à l'aide du coefficient de détermination ajusté ( $R^2_{adj}$ ; Eq. 7), de la pente et de la racine carrée de l'erreur de prédiction moyenne au carré (*Root Mean Square Prediction Error*, RMSPE ; Eq. 8) entre les valeurs mesurées et les valeurs prédites.

$$R^2_{adj} = 1 - (1 - R^2) \times \left[ \frac{n-1}{n-(k+1)} \right] \quad \text{Eq. 7}$$

$$\text{Avec } R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - \bar{Y})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}$$

$$RMSPE = \sqrt{\frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - Y_i)^2} \quad \text{Eq. 8}$$

Avec  $Y_i$ , la valeur réellement mesurée de la variable réponse, pour un échantillon  $i$  ;  $\bar{Y}$ , la valeur moyenne de la variable, calculée pour l'ensemble des échantillons étudiés ( $n$ ) ;  $k$  est le nombre de covariables utilisées pour construire le modèle. Enfin,  $\hat{Y}_i$  est la valeur prédite de la variable réponse, pour un échantillon  $i$ .

L'équation de pédotransfert fournissant le  $R^2_{adj}$  et la pente les plus proches de 1, ainsi que RMSPE la plus faible, a été sélectionnée.

Finalement, nous avons estimé : i) les  $M_v$  indéterminées dans les sols de NYC pour les deux profondeurs, en utilisant la PTF sélectionnée dans la profondeur 0-30 cm et celle sélectionnée dans la profondeur 30-100 cm, respectivement ; ii)  $M_v$  pour tous les échantillons de la base de données de la MGP (dont Paris intra-muros), en utilisant la PTF construite avec l'ensemble de données de NYC 0-30 cm.

Concernant les sols scellés, l'Eq. 6 a également été utilisée pour estimer  $\delta_{>2mm} v/v$ , dans les jeux de données de la MGP et de NYC. En ce qui concerne l'estimation de  $M_v$ , sa distribution dans les sols scellés de NYC étant très faible, la construction d'une PTF n'a pas été possible. Or, la  $M_v$  moyenne des sols de NYC est particulièrement similaire à celle mesurée par Yan et al. (2015). Ainsi, par hypothèse, la valeur moyenne de  $M_v$  dans les sols de NYC a été utilisée comme  $M_v$  estimée pour les sols scellés de la MGP.

## CHAPITRE 2. Stock du carbone à l'échelle de la ville

**Tableau 8. Bilan des teneurs en carbone organique (CCOS, gC.kg<sup>-1</sup>) et des masses volumiques apparentes de la terre fine (M<sub>v</sub> ; g.cm<sup>-3</sup>) dans les sous-populations d'étalonnage et de validation, incluant les échantillons analysés par horizon dans les jeux de données de NYC 0-30 cm et NYC 30-100cm ; N est le nombre d'échantillons, Méd, la médiane, Moy, la moyenne, et SD l'écart-type.**

Couche (cm)	Paramètre	Population d'étalonnage						Population de validation					
		N	Méd	Moy	SD	Min	Max	N	Méd	Moy	SD	Min	Max
0-30	CCOS	86	33,4	80,2	121,6	0,5	494,4	47	25,5	62,7	95,6	1,0	474,7
	M <sub>v</sub>	86	1,3	1,2	0,5	0,1	1,9	47	1,3	1,1	0,5	0,2	1,7
30-100	CCOS	100	6,8	50,6	115,3	0,0	624,3	44	3,4	13,1	24,0	0,2	89,0
	M <sub>v</sub>	100	1,5	1,4	0,4	0,2	2,1	44	1,6	1,5	0,3	0,5	1,9

### 2.2.4.2. Masse de carbone organique à l'échelle de la ville de New York et de la Métropole du Grand Paris

La masse de carbone organique dans les sols (MCOS, kgC) est obtenue grâce au produit du SCOS (kgC.m<sup>-2</sup>) par la surface correspondante (m<sup>2</sup>). À NYC, ce calcul a été effectué indépendamment pour chaque profondeur (à 0-30 cm et 30-100 cm) et pour les sols ouverts et les sols scellés. Dans la MGP, le calcul a également été effectué indépendamment pour les sols ouverts et scellés (à 0-30 cm).

De plus, dans chaque ville, MCOS des sols ouverts a été calculée en fonction des facteurs ayant un effet significatif sur le SCOS (expliqué au paragraphe 2.3.3).

Pour permettre une comparaison avec les sols régionaux non urbains, une estimation de MCOS équivalente pour les sols forestiers et agricoles des régions de NYC et de la MGP a été proposée pour la profondeur 0-30 cm (et pour la profondeur 30-100 cm à NYC), et pour les mêmes surfaces. Plus précisément, les surfaces des espaces ouverts urbains (289 km<sup>2</sup> à NYC et 233 km<sup>2</sup> dans la MGP) et des sols scellés (483 km<sup>2</sup> à NYC et 565 km<sup>2</sup> dans la MGP) ont été utilisées. Puis, pour l'estimation à NYC, des données de SCOS des sols forestiers et agricoles du New Jersey (NJ) obtenues par l'USDA-NRCS, ont été utilisées (18 échantillons ; données non publiées). Pour une profondeur de 0 à 30 cm, les SCOS moyens sont de 10,0 kgC.m<sup>-2</sup> et de 4,0 kgC.m<sup>-2</sup> dans les sols forestiers et agricoles, respectivement. Pour une profondeur de 30-100 cm, le SCOS est de 4,5 kgC.m<sup>-2</sup> et de 3,0 kgC.m<sup>-2</sup> respectivement dans les sols forestiers et agricoles. Concernant l'estimation pour la MGP, les SCOS des sols forestiers et agricoles de la Région Ile-de-France ont été obtenus grâce au RMQS (© INRA, Unité INFOSOL, Orléans, 2017, Arrouays et al., 2002). Dans cette Région, le SCOS moyen est de 5,6 kgC.m<sup>-2</sup> dans les sols forestiers (14 échantillons) et de 4,8 kgC.m<sup>-2</sup> dans les sols agricoles (36 échantillons), pour une profondeur de 0-30 cm.

### 2.2.5. Sélection de covariables et analyses statistiques

#### 2.2.5.1. *Comparaison entre New York et la Métropole du Grand Paris*

Les comparaisons de CCOS et de SCOS entre la MGP et NYC 0-30 cm et entre les deux profondeurs à NYC, à un instant t, ont été effectuées grâce au test de Kruskal-Wallis, avec le logiciel R (significativité à  $p = 0,05$  ; R Core Team, 2017). Le même test a permis d'étudier les effets des facteurs environnementaux sur SCOS (le type d'usage urbain et la situation géographique pour la MGP ; le type d'usage urbain et le type de matériau parent à NYC), dans chaque ville, à 0-30 cm de profondeur. Il a été suivi par un test post-hoc de Nemenyi, afin de distinguer les modalités de facteurs ayant des valeurs de SCOS significativement différentes (PMCMR, Pohlert, 2014). Ces tests non paramétriques ont été privilégiés car la distribution normale et l'homoscédasticité n'ont pas été validées pour ces jeux de données.

#### 2.2.5.2. *Etude approfondie de l'effet des facteurs sur le stock dans Paris intra-muros*

Pour rappel, nous avons partitionné la base de données entre deux périodes, selon le mode de gestion appliqué par les services techniques de la Ville de Paris : 1993 et 2007 (P1) et 2008 et 2016 (P2). Les facteurs liés au milieu urbain, étudiés quant à leur effet sur SCOS, ont été présentés, pour la majorité, dans la section 2.1.1. Il s'agit tout d'abord du type d'usage (Tableau 3), du type de couvert (Tableau 4), de l'intensité de gestion (Tableau 5). De plus, après une étude préalable des effets de la taille et de l'âge des sites sur SCOS dans Paris intra-muros (à partir des groupes présentés dans les tableaux 6 et 7), deux grandes catégories ont été proposées pour cette étude : les sites dont la taille est inférieure/supérieure à 5 ha ; les sites dont l'âge est inférieur/supérieur à 50 ans. Deux facteurs spécifiques à Paris intra-muros ont également été précisés : l'arrondissement de Paris intra-muros dans lequel se trouve le site d'étude (Figure 25), et enfin, le matériau HAHT utilisé pour la construction du parc (sol maraîcher, sol agricole, autre). Le croisement de tous ces paramètres aboutit à 1 256 échantillons pour P1 et 1 665 pour P2, pour lesquels SCOS a pu être estimé. Pour comprendre l'effet des facteurs sur le SCOS actuel, l'étude s'est concentrée uniquement sur la période P2, avec un nombre variable d'échantillons en fonction du facteur étudié : 1 640 échantillons pour le type d'usage urbain ; 1 561 échantillons pour le type de couvert ; 1 537 échantillons pour l'intensité de gestion ; 1 319 échantillons pour la taille du site ; 1 272 échantillons pour l'âge du site ; 1 646 échantillons pour l'arrondissement et 1 665 échantillons pour le matériau HAHT. Le croisement de l'ensemble des facteurs environnementaux, ainsi que l'ensemble des paramètres intrinsèques aux sols sélectionnés sur les échantillons de Paris intra-muros, correspond à 810 échantillons.

Afin de mener les tests statistiques, les modalités de facteurs contenant moins de 15 échantillons, ont été supprimées.

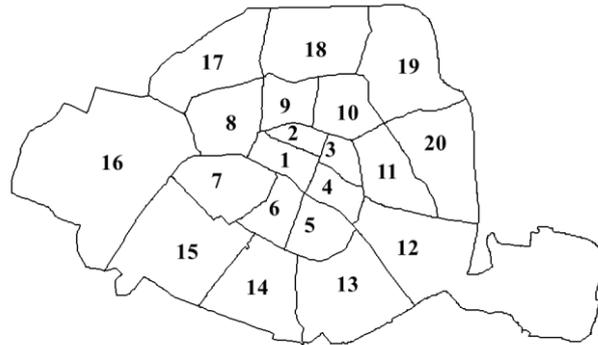


Figure 25. Les arrondissements de Paris intra-muros.

Trois approches ont été suivies pour décrire les données : i) l'analyse de la variance à un facteur, ii) la régression linéaire et iii) la modélisation prédictive avec construction d'arbres de régression. L'effet des facteurs anthropiques (type d'usage urbain, type de couvert, mode de gestion, âge et taille des sites, arrondissement, matériau HAHT) a d'abord été étudié par analyse de la variance, le plus souvent non paramétrique, car l'hypothèse de la normalité de la distribution et de l'homoscédasticité n'étaient généralement pas validées dans les jeux de données (Kruskal-Wallis, significativité à  $p = 0,05$ , R Core Team, 2017). Ce test a été suivi par le test posthoc à comparaison multiple de Nemenyi, afin de distinguer les modalités de facteur présentant des différences significatives entre leur SCOS (package PMCMR, Pohlert, 2014). Puis, un travail de hiérarchisation des covariables permettant de décrire le SCOS actuel a été réalisé pour les 810 échantillons pour lesquels tous les paramètres intrinsèques au sol, ainsi que les facteurs environnementaux, étaient connus. Pour cela, différents types de régression ont été testées, permettant une sélection de covariables significativement corrélées à SCOS. Enfin, des arbres de régression ont été construits en utilisant les covariables sélectionnées par les modèles de régression.

### Régressions linéaires multiples

Une régression linéaire multiple (lm) simple, des régressions linéaires multiples pas à pas (ascendante, descendante, et la combinaison des deux) et les fonctions LASSO et adaLASSO (package glmnet ; Friedman et al., 2010) ont été mises en œuvre. La régression pas à pas ascendante a pour principe une sélection itérative des variables explicatives, de la plus corrélée (et qui minimise le plus la somme des carrés des résidus) à la moins corrélée avec la variable

expliquée, sans omettre de tester, pour chaque variable, la significativité de son coefficient de régression. La régression descendante repose sur une exclusion itérative des variables qui contribuent le moins au modèle. Le modèle LASSO (*Least Absolute Shrinkage and Selection Operator*) repose également sur une sélection de variables, entraînant donc une réduction de dimension supervisée. Cependant, en plus d'être basée sur la minimisation de la somme des carrés des résidus (comme pour les régressions linéaires multiples), la détermination des coefficients de régression repose sur un processus de régularisation, à travers une pénalisation des coefficients. Ainsi, certains coefficients atteignent la valeur zéro, et les variables associées sont alors exclues du modèle. Le modèle adaLASSO est une adaptation du modèle LASSO dans lequel la pénalisation des facteurs est pondérée (Zou, 2006). Ces modèles ont été utilisés pour décrire SCOS à partir de i) tous les paramètres environnementaux, convertis en variables muettes (chaque modalité de facteur devient une variable quantitative) ; ii) les paramètres centrés réduits : totN,  $\delta_{>2\text{mm}}$  w/w, totCaCO<sub>3</sub>, sable, pH, Ca, Mg, Na, K, Fe<sub>DTPA</sub>, Cu<sub>DTPA</sub>, Mn<sub>DTPA</sub>, Zn<sub>DTPA</sub>, P<sub>DYER</sub>, P<sub>JH</sub>, bore et finalement une variable aléatoire (générée à partir d'une distribution normale aléatoire ayant une moyenne et une variance données, dans un espace donné), utilisée comme témoin. En effet, il est possible de considérer que les corrélations proches ou en dessous de celle obtenue entre cette variable aléatoire et SCOS sont non significatives. Les teneurs en limons et en argiles n'ont pas été utilisées car elles étaient fortement corrélées à la teneur en sables. De même, le matériau HAHT n'a pas été inclus car il a été déterminé à partir des teneurs en sables, limons et totCaCO<sub>3</sub>. Ces régressions ont été testées avant et après suppression des valeurs extrêmes, déterminées par observation de la distribution de chaque variables (un total de 11 échantillons ont été supprimés, amenant à un jeu de données nettoyé). Le coefficient de détermination ajusté ( $R^2_{\text{adj}}$ ) a été utilisé pour déterminer la performance de chaque modèle, et ainsi sélectionner le meilleur pour la suite de l'étude.

### Construction d'arbres de régression

Les paramètres présentant une corrélation significative avec SCOS ( $p < 0,05$ ), dans le modèle de régression sélectionné précédemment, ainsi que la variable aléatoire, ont été conservés afin de construire un arbre de régression et être hiérarchisés en fonction de leur importance dans la prédiction de SCOS (caret package ; Kuhn, 2008).

Les arbres de régression présentent plusieurs intérêts : les variables d'entrées peuvent être de tous types (*e.g.*, numériques, binaires, qualitatives) et toutes sont facilement et équitablement traitées. De plus, les valeurs aberrantes ou les valeurs non connues ne perturbent pas ces modèles. Enfin, il n'est pas nécessaire de prédire la structure des corrélations pour orienter le

modèle (Friedman et Meulman, 2003). Néanmoins, leur point faible est leur manque de perfection : le modèle final proposé n'est généralement pas la résultante de la meilleure combinaison qui puisse exister, c'est pourquoi deux modèles GBM (*Generalized Boosted regression Models*) et Cubist ont été testés et comparés ici.

Le modèle GBM (ou MART ; Friedman, 2002, 2001) est basé sur une méthode de Boosting, qui permet un ajustement séquentiel du modèle de régression. Il combine efficacement des modèles dits « apprenants faibles » (ces modèles étant, dans notre cas, des arbres de régression), dont les prédictions sont juste légèrement meilleures que celles du hasard, ce qui permet d'affiner graduellement la performance du modèle final. De la même façon, le modèle Cubist (qui est une extension du modèle M5 ; Quinlan, 1992) construit des arbres de régression. Cubist utilise un fractionnement récursif pour construire un modèle linéaire par morceaux, sous la forme d'un arbre de régression. En effet, chaque branche de l'arbre, aboutit à un modèle de régression linéaire et non pas à une valeur, comme c'est le cas de GBM (Quinlan, 1993).

Il existe plusieurs options pour ajuster les paramètres dans les modèles GBM et Cubist, et comme suggéré par Ridgeway (2012), une validation croisée interne avec 10 répétitions a été utilisée dans cette étude. Ces paramètres optimaux sont déterminés afin d'éviter les problèmes de sur-ajustement (Chen et al., 2018).

Dans les deux modèles, l'importance des covariables (%) a été estimée à partir du package caret (Kuhn, 2008).

Pour étalonner et valider les modèles GBM et Cubist, le jeu de données centré réduit a été divisé aléatoirement en deux sous-ensembles indépendants. Le sous-ensemble d'étalonnage, comprenant 80 % des échantillons, a été utilisé pour construire le modèle avec une validation croisée à 10 répétitions, et le sous-ensemble de validation a été utilisé pour tester le modèle construit. À cet effet, les indices utilisés pour évaluer les performances du modèle sont les  $R^2_{adj}$  et RMSPE de la validation (Eq. 7 et Eq. 8 ; section 2.2.4), ainsi que l'erreur de prédiction moyenne de la validation, MPE (qui correspond au biais de la prédiction ; Eq. 9). Le tableau 9 présente les statistiques descriptives des paramètres intrinsèques du sol pour chaque sous-ensemble (étalonnage et validation).

$$MPE = \frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n (\hat{Y}_i - Y_i) \quad (\text{Eq. 9})$$

où MPE est l'erreur de prédiction moyenne,  $\hat{Y}_i$  est la valeur prédite de la variable réponse, pour l'échantillon  $i$ ,  $Y_i$  est la valeur réellement mesurée de la variable pour l'échantillon  $i$  ;  $n$  est le nombre d'échantillons.

**Tableau 9. Description des paramètres intrinsèques au sol, dans les sous-populations d'étalonnage et de validation du jeu de données nettoyé (sans valeurs aberrantes ; la variable aléatoire est également décrite).** N est l'effectif dans chaque ensemble, Méd est la médiane, Moy est la moyenne, SD est l'écart-type, Min et Max sont respectivement les valeurs minimale et maximale de chaque ensemble.

Paramètre du sol	Sous-population d'étalonnage						Sous-population de validation					
	N	Méd	Moy	SD	Min	Max	N	Méd	Moy	SD	Min	Max
SCOS (kgC.m <sup>-2</sup> )	639	9,4	9,9	3,8	1,6	26,9	160	9,7	10,2	4,1	3,4	26,6
Sable (g.kg <sup>-1</sup> )	639	349,1	372,6	172,5	32,5	887,6	160	392,9	386,0	178,7	60,8	749,1
δ <sub>&gt;2mm</sub> w/w (g.kg <sup>-1</sup> )	639	64,6	78,0	59,6	0,6	443,5	160	69,5	80,5	61,5	5,1	402,3
pH	639	7,6	7,6	0,3	5,7	8,4	160	7,6	7,6	0,3	6,5	8,3
P <sub>DYER</sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	639	0,0	0,3	0,4	0,0	2,4	160	0,0	0,3	0,4	0,0	2,1
P <sub>JH</sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	639	0,4	0,6	0,5	0,0	2,3	160	0,4	0,6	0,5	0,1	2,6
Na (g.kg <sup>-1</sup> )	639	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	160	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2
Mg (g.kg <sup>-1</sup> )	639	0,3	0,3	0,1	0,0	1,4	160	0,3	0,3	0,1	0,1	0,9
K (g.kg <sup>-1</sup> )	639	0,3	0,3	0,2	0,1	1,2	160	0,3	0,3	0,2	0,1	0,9
Ca (g.kg <sup>-1</sup> )	639	9,8	10,0	3,3	0,0	22,0	160	10,6	10,4	3,2	3,0	16,3
totN (g.kg <sup>-1</sup> )	639	1,9	2,1	1,0	0,1	8,0	160	1,9	2,2	1,2	0,4	7,8
totCaCO <sub>3</sub> (g.kg <sup>-1</sup> )	639	33,0	59,8	61,0	1,0	276,0	160	37,5	65,8	62,3	2,0	289,0
Fe <sub>DTPA</sub> (mg.kg <sup>-1</sup> )	639	59,0	64,2	30,0	1,0	212,0	160	57,5	64,5	30,9	18,0	197,2
Mn <sub>DTPA</sub> (mg.kg <sup>-1</sup> )	639	15,0	16,1	8,1	1,0	74,0	160	14,0	15,6	7,1	4,0	43,0
Cu <sub>DTPA</sub> (mg.kg <sup>-1</sup> )	639	8,0	11,4	9,1	0,8	60,0	160	8,0	12,4	11,3	2,0	63,0
Zn <sub>DTPA</sub> (mg.kg <sup>-1</sup> )	639	19,0	22,0	15,7	1,0	110,0	160	18,0	22,0	15,9	3,0	120,0
Bore (mg.kg <sup>-1</sup> )	639	1,4	1,6	1,0	0,1	7,4	160	1,4	1,7	1,1	0,4	8,8
Aléatoire	639	0,0	0,0	1,0	-3,0	2,8	160	0,1	0,0	0,9	-2,2	2,2

### 2.2.6. Modélisation géostatistique pour l'étude du stock de carbone dans les sols de Paris intra-muros

La cartographie de la répartition spatiale de SCOS pendant les périodes P1 (1993-2007) et P2 (2008-2016), repose sur une approche de modélisation géostatistique, permettant de se placer à l'échelle de la ville. De nombreux échantillons de la base de données de Paris intra-muros sont caractérisés par les mêmes coordonnées, souvent du fait d'un manque de connaissance de la situation exacte des points d'échantillonnage, au sein d'un même site. Pour pouvoir mener à bien le travail géostatistique, le choix a été de moyenniser les résultats de chaque coordonnée identique. Ainsi, pour P2, SCOS moyen a été calculé pour chaque coordonnée connue des échantillons étudiés dans Paris intra-muros (SCOS<sub>Moy</sub>) pour 287 points. De la même manière, une valeur moyenne des quatre paramètres incontournables mis en évidence par les arbres de régression a été calculée (section 2.4.1). Pour P1, seul le SCOS<sub>Moy</sub> a été déterminé pour 183 valeurs, afin d'être comparé à SCOS<sub>Moy</sub> calculé pour P2. Dans un premier temps, deux

hypothèses ont été testées pour la modélisation de la distribution spatiale du COS aux deux périodes.

1) Nous avons étudié la prise en compte de la corrélation entre les deux périodes P1 et P2 en utilisant le cokrigage et modèle de corégionalisation (Lark et Papritz, 2003).

2) Nous avons étudié l'influence de covariables à travers des relations déterministes, dans une approche dite de (co)krigeage universelle : i) les types d'usage (à 5 postes et à 11 postes, cartographiés en 2012 par l'IAU-IDF) ; ii) les arrondissements de Paris.

Cela a conduit à six modèles combinant les différentes hypothèses listées : cokrigage entre P1 et P2 i) à moyenne constante (*i.e.* sans covariable) ; ii) pour chaque covariable une par une, iii) pour les covariables deux par deux (types d'usage 5 ou 11 postes + arrondissements).

Ces modèles n'ont pas abouti à de résultats satisfaisants : l'utilisation des covariables n'améliorait pas le modèle (les corrélations entre valeurs prédites et mesurées étaient plus élevées lorsqu'obtenues à moyenne constante qu'avec les covariables) et aucune structuration spatiale entre les variables n'a pu être observée sur les variogrammes des semi-variances. C'est finalement le modèle géostatistique développé par Saby et al. (2011), basé sur les modèles de variogrammes de Matérn (Matérn, 1960), qui a été utilisé pour chaque variable log-transformée, sans ajouter de covariable. Les paramètres du variogramme conduisant à une médiane des carrés des erreurs standardisées de prédiction (médiane CESP) incluse ou la plus proche possible de l'intervalle de confiance (IC) à 90 % ont été sélectionnés pour le krigage (les IC ont été calculés par simulation de 1000 réalisations du variogramme ajusté). Tout le travail de cartographie a été réalisé avec le logiciel R (packages dplyr, plyr, mapproj, rgdal, sf, ggplot2 ; Bivand et al., 2017, 2014; Pebesma, 2018; Wickham, 2017, 2011, 2010). Les points d'échantillonnage pour lesquels le  $SCOS_{Moy}$  a été calculé respectivement pour les périodes P1 et P2, sont présentés sur la figure 26.

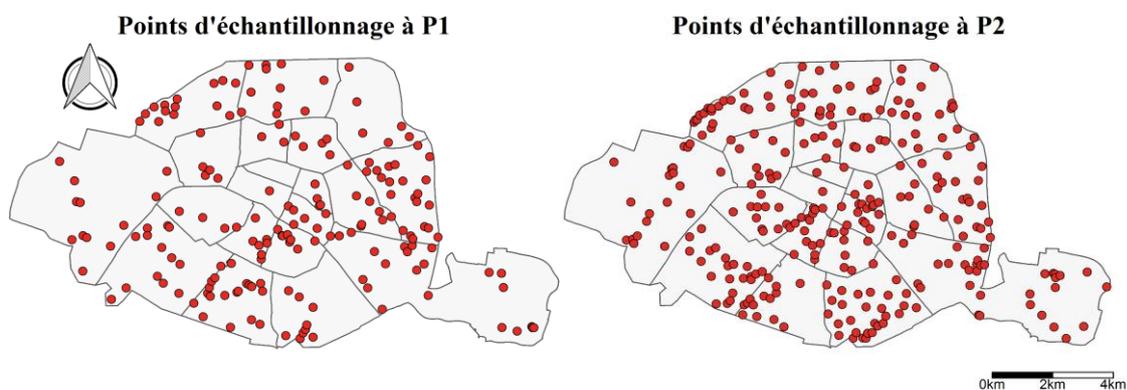


Figure 26. Cartographie des points de Paris intra-muros pour lesquels  $SCOS_{Moy}$  a été calculé pendant les périodes P1 (1993-2007 ; partie gauche) et P2 (2008-2016 ; partie droite).

## 2.3. Comparaison du stock de carbone organique entre deux métropoles : New York City et Métropole du Grand Paris

### 2.3.1. Comparaison des teneurs en carbone organique dans les sols

Globalement, CCOS des sols newyorkais est supérieure à celle des sols parisiens, pour la même profondeur. A NYC, les sols de surface ont une CCOS plus élevée que dans les sols plus profonds (Tableau 10). Dans les bois urbains des deux villes, NYC 0-30 cm a une CCOS significativement plus élevée que celle de la MGP 0-30 cm ; mais les sols de surface des deux villes ont une CCOS significativement plus élevée que celle de NYC 30-100 cm. Cette tendance n'est pas vérifiée dans les parcs, avec CCOS non significativement différente entre NYC 0-30 cm et la MGP 0-30 cm. La valeur à NYC 0-30 cm est toujours significativement plus élevée qu'à NYC 30-100 cm, mais de façon moins prononcée que pour les bois urbains. Les friches urbaines représentent le seul type d'usage dans lequel CCOS ne diminue pas significativement avec la profondeur. La variation de CCOS est très forte à NYC par rapport à la MGP : pour tous les sols ouverts confondus, le coefficient de variation (CV) est égal à 56 % pour la MGP 0-30 cm, 159 % pour NYC 0-30 cm et 266 % pour NYC 30-100 cm. Ceci est principalement dû au CV élevé observé dans les friches, à NYC (CV = 202 % dans 0-30 cm et CV = 217 %, dans 30-100 cm). Cependant, cette forte variabilité entre les sols de surfaces des deux villes n'est pas observable dans les parcs : CV est égal à 55 % dans la MGP 0-30 cm et 59 % à NYC 0-30 cm. Etant donné que les valeurs de CCOS de la MGP 0-30 cm sont incluses dans la gamme de CCOS de NYC 0-30 cm dans les sols ouverts, il est effectivement possible de construire une PTF en utilisant les données CCOS de NYC, afin d'estimer  $M_v$  dans les sols de la MGP pour lesquels les valeurs ne sont pas disponibles.

**Tableau 10. Teneurs en carbone organique (CCOS ;  $gC.kg^{-1}$ ) dans les sols de la MGP 0-30 cm, NYC 0-30 cm et NYC 30-100 cm ; N est le nombre d'échantillons. Le terme « Méd » est la médiane, « Moy » est la moyenne, SD est l'écart-type ( $gC.kg^{-1}$ ). Les différences significatives obtenues par les tests statistiques ( $p = 0.05$ ) sont précisées par les lettres : « a » est assigné à la modalité de facteur montrant les valeurs les plus élevées ; « n.s » signifie que la différence n'est pas significative entre les modalités. Les symboles « \*\* » et « \*\*\* » indiquent que le test Kruskal-Wallis suivi par le test post-hoc Nemenyi a conduit à  $0.001 < p < 0.01$  et  $p < 0.001$ , respectivement.**

Type d'usage	MGP						NYC						NYC					
	Profondeur 0-30 cm						Profondeur 0-30 cm						Profondeur 30-100 cm					
	N	Méd	Moy	SD	Min	Max	N	Méd	Moy	SD	Min	Max	N	Méd	Moy	SD	Min	Max
Tous sols ouverts ***	593	25,5 (b)	28,4	16,0	2,3	143,9	58	34,0 (a)	63,3	100,9	0,8	560,5	56	5,6 (c)	38,2	101,3	0,3	533,3
Parcs **	547	26,1 (a)	29,0	16,0	2,3	143,9	17	22,7 (a)	30,0	17,7	9,6	77,9	16	8,1 (b)	18,3	22,2	1,5	76,5
Bois urbains ***	16	18,6 (b)	20,4	12,1	4,9	42,3	22	42,6 (a)	51,0	26,4	10,6	106,7	21	3,1 (c)	4,1	2,8	1,0	10,6
Friches urbaines	-	-	-	-	-	-	15	9,5 (n.s)	88,6	179,1	0,8	560,5	15	6,1	82,1	178,4	0,3	533,3

2.3.2. Comparaison du stock de carbone organique entre les sols ouverts des deux métropoles

2.3.2.1. *Estimation de la masse volumique apparente de la terre fine*

Les coefficients réajustés pour les PTF sont énumérés dans le tableau 11 pour NYC 0-30 cm et NYC 30-100 cm. Seuls les deux modèles ayant conduit aux meilleurs résultats pour les données de NYC, sont présentés ; ceux-ci n'utilisent que CCOS comme variable prédictive.

A NYC 0-30 cm, les deux modèles sont efficaces : avec le modèle A,  $R^2_{adj}$  atteint 0,79, la pente est de 0,75 et la RMSPE de 0,22 g.cm<sup>-3</sup>; avec le modèle B,  $R^2_{adj}$  est de 0,80, la pente est de 0,73 et la RMSPE de 0,22 g.cm<sup>-3</sup> (Figure 27).

A NYC 30-100 cm, les modèles perdent nettement en précision : le modèle A donne un  $R^2_{adj}$  de 0,66, la pente est de 0,53 et la RMSPE est de 0,20 g.cm<sup>-3</sup>. Avec le modèle B,  $R^2_{adj}$  est également de 0,66, la pente est de 0,47 et la RMSPE de 0,21 g.cm<sup>-3</sup>. Comme le modèle A montre les meilleures prédictions pour NYC 30-100 cm, et que sa précision est similaire à celle du modèle B pour NYC 0-30 cm, il a été choisi afin d'estimer les  $M_v$  inconnues, aux deux profondeurs.

**Tableau 11. Fonctions de pédotransfert développées dans cette étude pour estimer la masse volumique apparente de la terre fine ( $M_v$ ; g.cm<sup>-3</sup>) ; X est la teneur en carbone organique en g.100 g<sup>-1</sup>. Pour chaque couche, la ligne en gras correspond au modèle choisi pour les estimations de  $M_v$  qui suivent dans l'étude.**

Couche (cm)	Modèle	Fonction	Coefficients		
			a	b	c
0-30	<b>A</b>	<b><math>a \times e^{(b \times X)} + c</math></b>	<b>1,3</b>	<b>-0,1</b>	<b>0,3</b>
	B	$(a \times X + b)^{-1}$	6,2×10 <sup>-2</sup>	0,6	-
30-100	<b>A</b>	<b><math>a \times e^{(b \times X)} + c</math></b>	<b>1,1</b>	<b>-0,1</b>	<b>0,6</b>
	B	$(a \times X + b)^{-1}$	4,7×10 <sup>-2</sup>	0,6	-

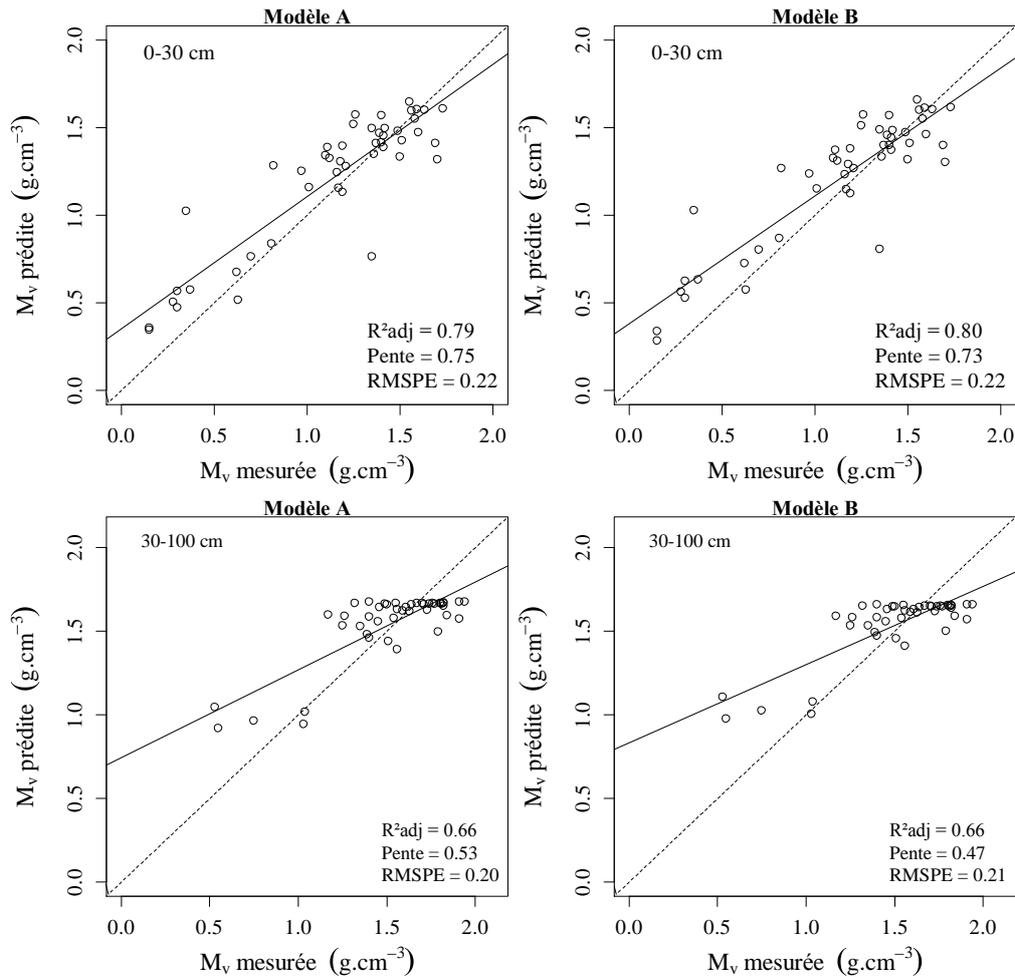


Figure 27. Masses volumiques apparentes de la terre fine ( $M_v$ ) prédites vs. mesurées dans la couche 0-30 cm (première ligne) et dans la couche 30-100 cm (deuxième ligne) des sols de New York, obtenues en utilisant les deux meilleures fonctions de pédotransfert testées (Modèles A et B).

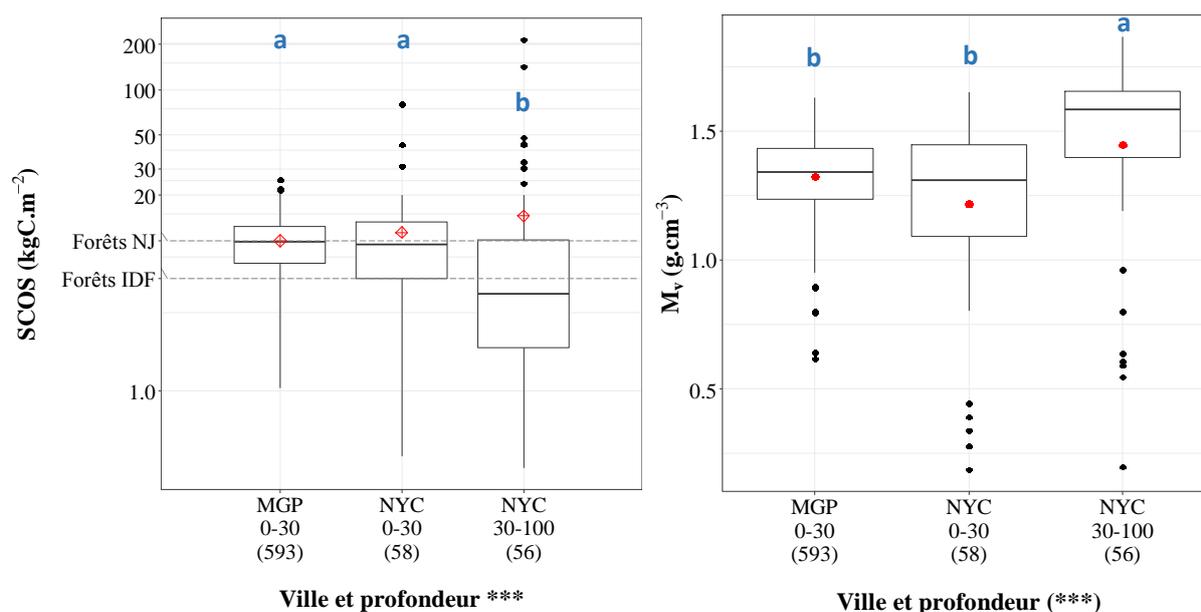
2.3.2.2. Comparaison des stocks de carbone entre les sols ouverts de la Métropole du Grand Paris, New York et leurs sols régionaux

Les valeurs de SCOS à 0-30 cm ne sont pas significativement différentes entre la MGP (moyenne  $9,9 \pm 3,9 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) et NYC (moyenne  $11,3 \pm 11,5 \text{ kgC.m}^{-2}$ , Figure 28). En revanche, SCOS à NYC 30-100 cm est significativement plus faible, malgré une moyenne élevée ( $14,5 \pm 34,7 \text{ kgC.m}^{-2}$ ), celle-ci étant due à quelques échantillons aux SCOS très élevés (maximum =  $216,3 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). En effet, la médiane de SCOS est beaucoup plus faible à NYC 30-100 cm qu'à NYC 0-30 cm et MGP 0-30 cm (respectivement de  $4,4 \text{ kgC.m}^{-2}$ ,  $9,5 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $9,8 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). La valeur moyenne de SCOS dans les sols ouverts de la MGP est supérieure à celle des sols forestiers et agricoles de la région parisienne ( $5,6$  et  $4,8 \text{ kgC.m}^{-2}$ , respectivement). Concernant les sols ouverts de NYC 0-30 cm, le SCOS pour la même

profondeur est du même ordre de grandeur que le SCOS des sols forestiers régionaux, ( $10,0 \text{ kgC.m}^{-2}$ ), mais plus élevé que SCOS des sols agricoles régionaux ( $4,0 \text{ kgC.m}^{-2}$ ).

La variabilité de SCOS, principalement expliquée par la variabilité de CCOS, est également très élevée dans les sols de NYC par rapport à celle observée dans les sols de la MGP. Pour tous les sols ouverts confondus, le CV est respectivement égal à 39 %, 101 % et 237 % dans la MGP 0-30 cm, NYC 0-30 cm et NYC 30-100 cm. Ces valeurs élevées à NYC sont, une fois de plus, expliquées par le CV élevé dans les friches urbaines : il est de 156 % à NYC 0-30 cm et de 208 % à NYC 30-100 cm.

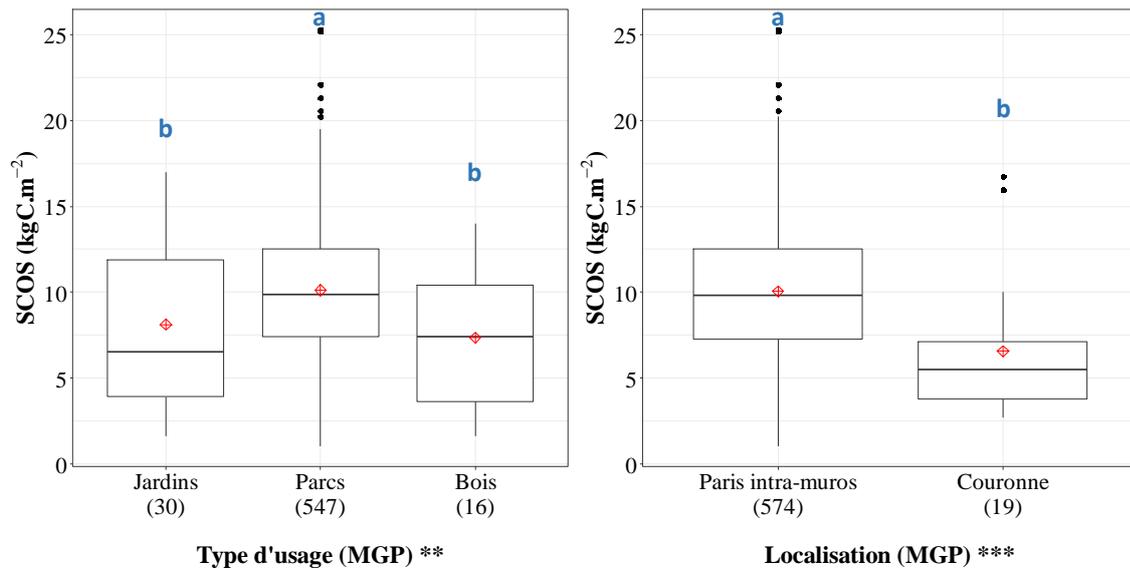
La  $M_v$  n'est pas significativement différente entre la MGP 0-30 cm et NYC 0-30 cm, tous sols ouverts confondus. La  $M_v$  moyenne estimée est de  $1,3 \pm 0,2 \text{ g.cm}^{-3}$  dans la MGP 0-30 cm, et  $M_v$  moyenne mesurée est de  $1,2 \pm 0,3 \text{ g.cm}^{-3}$  à NYC 0-30 cm (Figure 28). Cependant,  $M_v$  est significativement plus élevée à NYC 30-100 cm, avec une moyenne égale à  $1,4 \pm 0,4 \text{ g.cm}^{-3}$  (médiane =  $1,6 \text{ g.cm}^{-3}$ ).



**Figure 28. Répartition des stocks de carbone organique du sol (SCOS ; partie gauche) et de la masse volumique apparente de la terre fine ( $M_v$  ; partie droite) dans les sols ouverts, dans les trois ensembles de données : MGP 0-30 cm, NYC 0-30 cm et NYC 30-100 cm (échelle logarithmique).** La ligne horizontale à l'intérieur des boîtes représente la médiane, le symbole en forme de losange représente la moyenne. Les deux extrémités basse et haute de la boîte sont respectivement les premier et troisième quartiles. Le symbole « \*\*\* » indique que la comparaison multiple (test de Kruskal-Wallis suivi d'un test de posthoc de Nemenyi) a donné  $p < 0,001$  dans les sols ouverts. Les différences significatives observées grâce aux tests statistiques ( $p = 0,05$ ) sont mises en évidence par les lettres : « a » est attribué à l'ensemble de données dont les valeurs sont les plus élevées. Les nombres entre parenthèses renvoient aux effectifs de chaque ensemble de données. Les valeurs moyennes de SCOS des sols forestiers dans les régions de la MGP et de NYC ont été ajoutées (Forêts IDF et Forêts NJ, respectivement ; partie gauche, lignes pointillées).

### 2.3.3. Etude des facteurs influençant le stock de carbone dans les sols ouverts des deux métropoles

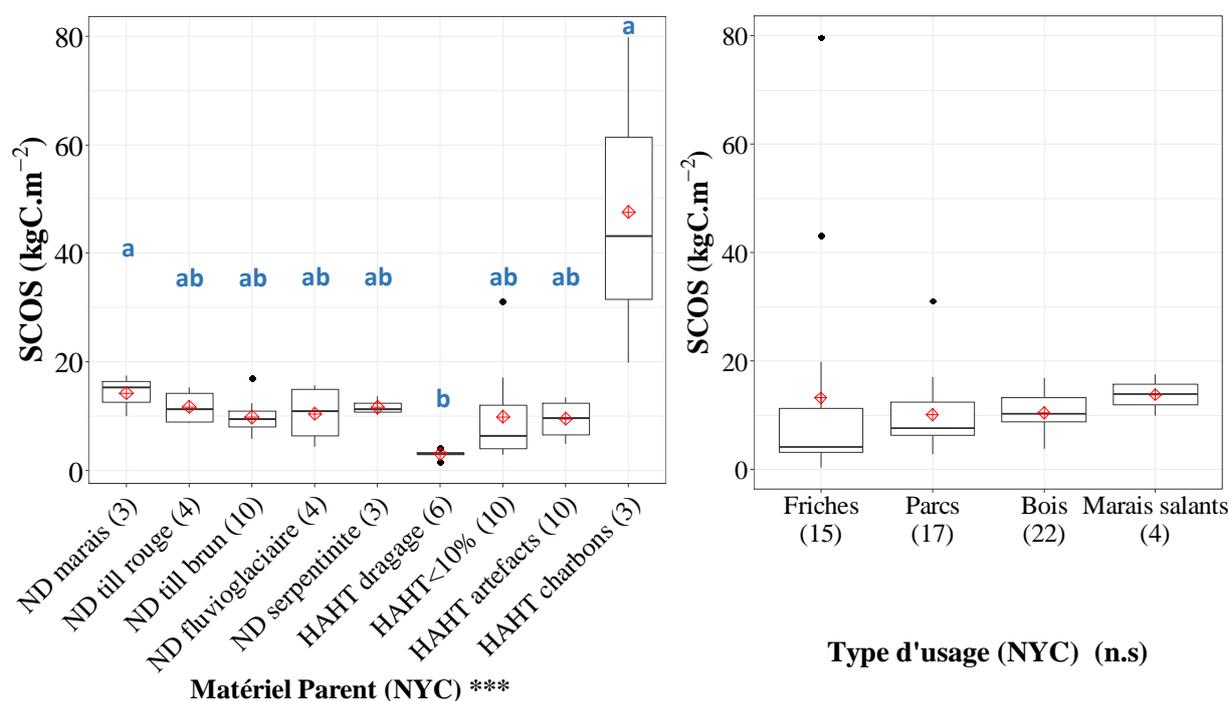
Au sein de la MGP, les effets du type d'usage des sols et de la localisation géographique (Paris intra-muros *vs.* sa première couronne) sur SCOS, ont été étudiés. Ces facteurs montrent un effet significatif sur SCOS, même si l'effet du type d'usage urbain est moins significatif que la localisation géographique ( $0,001 < p < 0,01$  pour le type d'usage ;  $p < 0,001$  pour la localisation géographique, Figure 29). Concernant les types d'usage, les parcs ont un SCOS significativement plus élevé que les jardins et les bois urbains, sans différence significative entre ces deux derniers ( $10,1 \pm 3,8 \text{ kgC.m}^{-2}$ ,  $8,1 \pm 4,9 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $7,3 \pm 4,0 \text{ kgC.m}^{-2}$  respectivement). De plus, Paris intra-muros a un SCOS significativement plus élevé que sa première couronne ( $10,1 \pm 3,9 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $6,6 \pm 4,0 \text{ kgC.m}^{-2}$ , respectivement). Ces résultats ont permis de calculer la MCOS dans les sols ouverts de la MGP. Dans un premier temps, elle a été calculée séparément pour Paris intra-muros et la première couronne, étant donné qu'elles présentent, toutes deux, des SCOS significativement différents. Puis, au sein de chacune de ces localisations, la MCOS a été calculée : i) dans les parcs, en utilisant le SCOS moyen des parcs ainsi que la surface correspondante ; ii) pour tous les autres espaces ouverts, en utilisant le SCOS moyen des bois et jardins, multiplié par la surface restante des sols ouverts (*i.e.* en retirant la surface des parcs, IAU IDF – MOS 81 postes 2012). Enfin, la MCOS pour tous les sols ouverts de la MGP a été obtenue en additionnant ces résultats.



**Figure 29. Répartition des stocks de carbone organique du sol (SCOS) en fonction des facteurs étudiés au sein de la Métropole du Grand Paris (MGP) : type d'usage et localisation géographique.** Les symboles « \*\* » et « \*\*\* » indiquent que le test de Kruskal-Wallis suivi du test de posthoc de Nemenyi a fourni respectivement  $0,001 < p < 0,01$  et  $p < 0,001$ . Les lettres mettent en évidence les différences significatives entre les niveaux ( $p = 0,05$ ) : « a » est attribué à la modalité présentant les valeurs les plus élevées. Les nombres entre parenthèses renvoient à l'effectif de chaque ensemble de données.

A NYC 0-30 cm, seul le matériau parent a un effet significatif sur SCOS ( $0,001 < p < 0,01$  ; Figure 30). Les Anthrosoles artificiels formés à partir des cendres de charbon présentent le SCOS le plus élevé qui n'est pas significativement différent de celui trouvé dans les sols des marais littoraux ( $47,6 \pm 30,2 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $14,2 \pm 3,9 \text{ kgC.m}^{-2}$ , respectivement). Les deux sont significativement supérieurs au SCOS des sols formés dans les remblais de dragage ( $3,0 \pm 0,8 \text{ kgC.m}^{-2}$ ), qui sont très sableux ( $> 90$  % de sable). Etant donné que les sols formés à partir des cendres et ceux formés sur les remblais de dragage correspondent tous à des friches urbaines, la différence marquée de SCOS (et CCOS) entre ces deux groupes, pourrait expliquer le CV très élevé de SCOS (et CCOS) dans les friches. Les autres types de matériaux parents ont un SCOS intermédiaire (moyenne de SCOS comprise entre  $9,5 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $11,7 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). En ce qui concerne le type d'usage, ce facteur n'a pas d'effet significatif à NYC 0-30 cm (Figure 30). C'est particulièrement le cas des parcs et des bois urbains newyorkais entre lesquels SCOS n'est pas significativement différent, contrairement aux résultats obtenus pour la MGP ( $10,1 \pm 6,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $10,4 \pm 3,7 \text{ kgC.m}^{-2}$ , respectivement, dans les parcs et bois de NYC). L'effet du matériau parent a été étudié à NYC 30-100 cm et a également montré un effet très significatif ( $p < 0,001$ ). De ce fait, le calcul de MCOS dans les sols ouverts de NYC a été réalisé en fonction de ce facteur. Chaque type de matériau parent a été subdivisé en différentes séries de sols cartographiées, qui ont donc été utilisées pour ce calcul, pour être encore plus

précis. Ainsi, la MCOS a été calculée pour chaque série de sols, à 0-30 cm et 30-100 cm, à partir de la valeur de SCOS du profil représentatif ou du SCOS moyen calculé à partir de plusieurs profils, multipliée par la surface occupée par la série de sol considérée. Pour certaines séries de sols, les valeurs de SCOS ont été estimées à partir de séries qui leur étaient similaires, ou bien à partir de données obtenues sur des profils de la même série de sols mais échantillonnés juste à l'extérieur de la ville. Enfin, pour chaque profondeur, la MCOS totale a été calculée dans les sols ouverts de NYC en additionnant les résultats obtenus pour chaque série de sols.



**Figure 30. Stocks de carbone organique du sol (SCOS) à New York (NYC) entre 0 et 30 cm de profondeur selon les types de matériaux parents (partie gauche) et les types d'usage (partie droite).** Les matériaux parents incluent les matériaux déposés naturellement : marais salant littoral (ND marais), till rouge (ND till rouge), till brun (ND till brun), dépôts fluvioglaciers (ND fluvioglacière), till serpentinite (ND serpentinite), puis des matériaux modifiés ou transportés par l'Homme : remblai de dragage (HAHT dragage), remblais comportant moins de 10 % d'artefact (HAHT <10%), remblais ayant plus de 10 % d'artefacts (HAHT artefacts), remblais composés de cendres de charbon (HAHT charbons). Le symbole « \*\* » indique que le test de Kruskal-Wallis suivi d'un test de posthoc de Nemenyi a fourni  $0,001 < p < 0,01$  ; « n.s » signifie que le facteur n'a pas eu d'effet significatif. Les lettres minuscules indiquent des différences significatives entre les niveaux ( $p = 0,05$ ) : « a » est affecté à l'ensemble de données ayant les valeurs les plus élevées. Les chiffres entre parenthèses renvoient aux effectifs pour chaque ensemble de données.

2.3.4. Masse de carbone organique dans les sols ouverts, à l'échelle des deux villes

Dans les sols ouverts, MCOS est plus faible au sein de la MGP 0-30 cm qu'à NYC 0-30 cm : elle atteint 1,6 TgC dans la MGP et 2,4 TgC à NYC 0-30 cm (Figure 31). Nous avons finalement simulé une occupation des surfaces ouvertes de la MGP (233 km<sup>2</sup>) et de NYC (289 km<sup>2</sup>) par : i) des sols forestiers, ii) des sols agricoles. La MCOS réellement obtenue dans les sols urbains de la MGP 0-30 cm est plus élevée que celle obtenue à partir des deux simulations à 0-30 cm de profondeur (respectivement 1,3 TgC pour des forêts non urbaines et 1,1 TgC pour des sols agricoles, en utilisant des données régionales). En ce qui concerne NYC 0-30 cm, MCOS serait plus élevée si des sols forestiers remplaçaient les sols urbains ouverts (2,9 TgC) ; elle serait, en revanche, beaucoup plus faible si les sols étaient occupés par des sols agricoles régionaux, pour 0-30 cm de profondeur (1,2 TgC).

A NYC 30-100 cm, MCOS est de 2,5 TgC dans les sols ouverts, ce qui est équivalent à la MCOS de NYC 0-30 cm. De plus, pour la même profondeur, les sols profonds ouverts urbains ont une MCOS beaucoup plus élevée que s'ils étaient occupés par des sols profonds des forêts régionales ou par des sols profonds agricoles (1,3 TgC pour les forêts et 0,9 TgC pour les sols agricoles ; Figure 31).

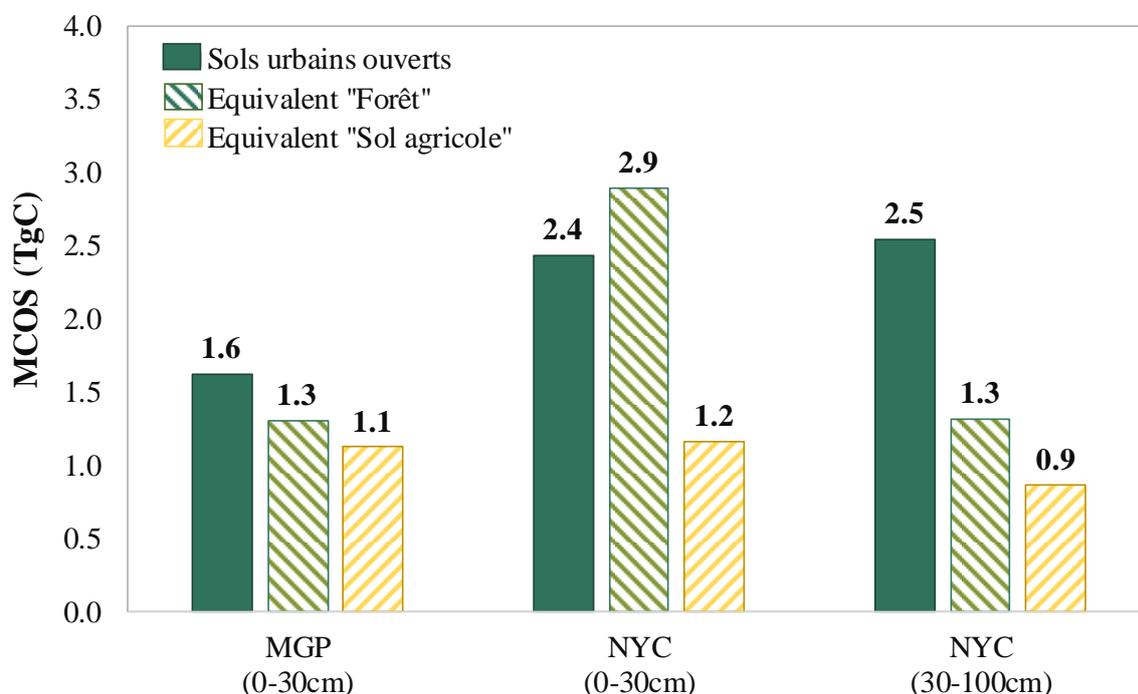


Figure 31. Masse de carbone organique (MCOS ; TgC = 10<sup>9</sup> kgC) calculée dans les sols ouverts de la MGP (0-30 cm), NYC 0-30 cm et NYC 30-100 cm (couleur verte unie). Pour chacun d'entre eux, la MCOS obtenue dans des sols forestiers et agricoles hypothétiques a également été ajoutée (en diagonale vers le bas et en diagonale vers le haut, respectivement). Les valeurs estimées de MCOS ont été ajoutées au-dessus des barres.

2.3.5. Estimation du stock et de la masse de carbone organique à l'échelle des deux métropoles, dans les sols scellés

La  $M_v$  moyenne des sols scellés de NYC ( $1,6 \pm 0,1 \text{ g.cm}^{-3}$ ) a été utilisée comme  $M_v$  estimée pour les sols scellés de la MGP.

Les valeurs de SCOS dans les sols scellés ne sont pas significativement différentes entre la MGP ( $3,4 \pm 1,2 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) et NYC ( $2,9 \pm 2,6 \text{ kgC.m}^{-2}$ , Tableau 12). Ces SCOS sont toutefois tous deux significativement inférieurs aux SCOS des sols ouverts, pour 30 cm d'épaisseur ( $9,9 \pm 3,9 \text{ kgC.m}^{-2}$  dans la MGP et  $11,3 \pm 11,5 \text{ kgC.m}^{-2}$  à NYC). Cependant, pour 30-100 cm de profondeur à NYC, les valeurs de SCOS calculées dans les sols scellés ne sont pas significativement différentes de celles trouvées dans les sols profonds ouverts : leurs valeurs médianes sont respectivement de  $4,9 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $4,4 \text{ kgC.m}^{-2}$ . La MCOS calculée dans des sols scellés (pour  $564 \text{ km}^2$  dans la MGP et  $489 \text{ km}^2$  à NYC) est respectivement de 1,9 TgC au sein de la MGP et de 1,4 TgC à NYC, pour les 30 premiers cm de sols ; elle atteint 3,2 TgC à NYC 30-100 cm (Tableau 12). Ainsi, en cumulant les valeurs des sols ouverts et des sols scellés, les valeurs de MCOS à l'échelle de la ville sont similaires entre la MGP 0-30 cm et NYC 0-30 cm : MCOS est de 3,5 TgC dans la MGP et de 3,8 TgC à NYC 0-30 cm. Elle est plus élevée pour NYC 30-100 cm (5,8 TgC). Si la superficie totale ( $798 \text{ km}^2$ ) de la MGP était occupée par les sols forestiers et agricoles régionaux, MCOS atteindrait respectivement 4,4 TgC et 3,8 TgC, pour la profondeur 0-30 cm. À New York ( $772 \text{ km}^2$ ), pour une profondeur de 0-30 cm, elle atteindrait respectivement 7,7 TgC et 3,1 TgC pour des forêts et des sols agricoles non urbains. Enfin, à 30-100 cm de profondeur, la MCOS atteindrait 3,5 TgC si NYC était occupée par ses forêts régionales, et atteindrait 2,3 TgC si NYC était occupée par ses sols agricoles régionaux.

**Tableau 12. Concentrations, stocks et masses de carbone organique du sol (CCOS,  $\text{gC.kg}^{-1}$ ; SCOS,  $\text{kgC.m}^{-2}$ ; MCOS, TgC, respectivement) dans les sols scellés de la MGP, NYC (0-30 cm) et NYC (30-100 cm).** Le terme « Méd » est la médiane ; Moy est la moyenne, SD est l'écart-type ; N est l'effectif. La mention « n.s » signifie qu'il n'y a pas de différence significative de SCOS entre Paris et NYC, pour une profondeur de 0-30 cm ( $p = 0,05$ ).

Région	Catégorie	Epaisseur de sol (cm)	CCOS ( $\text{gC.kg}^{-1}$ )						SCOS ( $\text{kgC.m}^{-2}$ )					MCOS (TgC)
			N	Méd	Moy	SD	Min	Max	Méd	Moy	SD	Min	Max	
Paris	Trottoir	0-30	7	8,7	9,6	3,5	6,4	16,8	3,2	3,4	1,2	2,0	5,3	1,9
NYC	Route	0-30	8	5,0	7,4	7,3	0,5	22,1	2,1	2,9	2,6	0,2	7,8	1,4
NYC	Route	30-100	8	5,0	7,4	7,3	0,5	22,1	4,9	6,7	6,1	0,5	18,2	3,2

## 2.4. Répartition et évolution du stock de carbone organique dans les sols ouverts de Paris intra-muros

### 2.4.1. Variation spatiale du stock de carbone organique dans Paris intra-muros

#### 2.4.1.1. *Effets des facteurs environnementaux sur le stock actuel dans Paris intra-muros*

Tous paramètres confondus, pendant la période P2, les sols ouverts de Paris intra-muros ont un SCOS moyen de  $10,4 \pm 4,1 \text{ kgC.m}^{-2}$ . Le tableau 13 décrit SCOS en fonction des facteurs environnementaux sélectionnés précédemment. Les résultats des tests de comparaison entre les modalités de chaque facteur sont également présentés : tous les facteurs anthropiques ont un effet très significatif sur le SCOS, pour cette période ( $p < 0,001$ ), ce qui a permis de déterminer, pour chaque facteur, des catégories de sols en fonction de leur SCOS. En ce qui concerne le type d'usage urbain, deux catégories de sols ont pu être distinguées : i) les sols des centres horticoles, des parcs, des lieux publics, des jardins partagés et des bois/friches avec un SCOS moyen élevé, compris entre  $9,2 \text{ kgC.m}^{-2}$  ( $\pm 3,4 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) pour les bois/friches et  $12,3 \text{ kgC.m}^{-2}$  ( $\pm 5,9 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) pour les jardins partagés et ii) les sols accompagnant les voiries avec un SCOS plus faible de  $6,9 \text{ kgC.m}^{-2}$  ( $\pm 4,3 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Les sols des centres socio-éducatifs n'ont pas un SCOS significativement différent de celui des bois/friches ni de celui des accompagnements de voiries ( $7,8 \pm 3,7 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Néanmoins, leur SCOS est significativement inférieur à celui des autres types d'usage de la première catégorie, de sorte qu'il peut être considéré comme appartenant à la seconde catégorie de types d'usage.

En ce qui concerne le degré d'intensité de la gestion, les sols très fortement entretenus (intensifs) et les sols faiblement entretenus présentent le SCOS le plus élevé :  $11,4 \text{ kgC.m}^{-2}$  ( $\pm 4,5 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) et  $10,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  ( $\pm 3,6 \text{ kgC.m}^{-2}$ ), respectivement. Leur SCOS est significativement supérieur à celui des sols entretenus (entretien « élevé » ;  $9,5 \pm 3,0 \text{ kgC.m}^{-2}$ ), qui est lui-même significativement supérieur à celui d'un sol presque naturel, en terme de gestion ( $7,1 \pm 3,0 \text{ kgC.m}^{-2}$ ).

Quant aux types de couverts, le SCOS sous massifs horticoles est significativement supérieur à celui sous couvert arboré ( $12,1 \pm 4,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $10,6 \pm 3,7 \text{ kgC.m}^{-2}$ , respectivement) ; ils sont, dans les deux cas, significativement plus élevés que le SCOS sous pelouse ( $9,2 \pm 3,1 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Les sols sous différentes strates (mix) présentent un SCOS qui n'est pas significativement différent de ces trois derniers ( $10,6 \pm 5,0 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Enfin, les sols des arbres d'alignement contiennent le SCOS le plus faible ( $5,3 \pm 3,1 \text{ kgC.m}^{-2}$ ).

## CHAPITRE 2. Stock du carbone à l'échelle de la ville

**Tableau 13. Stocks de carbone organique du sol (SCOS, kgC.m<sup>-2</sup>) étudiés pour chaque facteur environnemental de la base de données de Paris, entre 0-30 cm de profondeur, pour la période P2 2008-2016.** Pour chaque ensemble de données, SCOS a été décrit pour toutes modalités confondues, puis, pour chaque modalité de facteur. Les différences significatives obtenues par les tests statistiques (p = 0,05) sont montrées par les lettres : « a » est affecté à la modalité ayant les valeurs les plus élevées. La mention « \*\*\* » indique que la comparaison multiple (test de Kruskal-Wallis suivi d'un test de posthoc de Nemenyi) a montré p < 0,001. Seules les modalités contenant plus de 15 échantillons ont été conservées pour la comparaison. La carte des arrondissements de Paris a été ajoutée pour illustration.

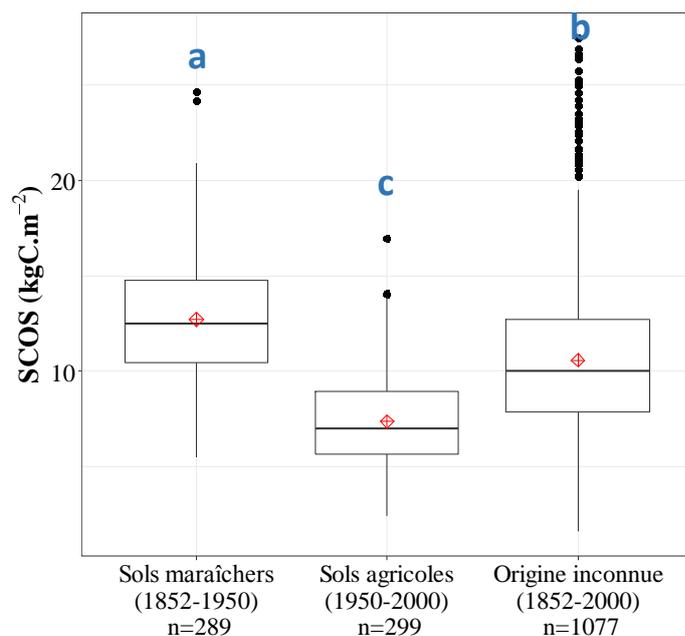
Facteur environnemental		Modalités	N	Méd	Moy	SD	Min	Max	Effet facteur	
<b>Paramètre intrinsèque au site d'étude</b>	<b>Type d'usage</b> ***	<b>Toutes</b>	<b>1640</b>	<b>9,9</b>	<b>10,4</b>	<b>4,1</b>	<b>1,6</b>	<b>27,5</b>	/	
		Bois/Friche	63	9,4	9,2	3,4	1,6	17,5	ab	
		Centre horticole	70	9,7	9,8	2,1	4,3	17,0	a	
		Parc	1357	10,2	10,6	4,0	1,9	27,5	a	
		Lieu public	31	9,8	11,4	4,9	5,5	26,5	a	
		Voirie	33	5,4	6,9	4,3	2,9	22,6	c	
		Jardin partagé	43	10,9	12,3	5,9	1,6	25,0	a	
		Socio-éducatif	43	7,1	7,8	3,7	2,7	17,7	bc	
		<b>Gestion</b>	<b>Toutes</b>	<b>1537</b>	<b>10,0</b>	<b>10,5</b>	<b>4,0</b>	<b>1,6</b>	<b>27,5</b>	/
		***	Intensif	810	10,8	11,4	4,5	1,6	27,5	a
	Elevé	607	9,1	9,5	3,0	3,4	22,6	b		
	Faible	89	10,7	10,6	3,6	3,1	18,0	a		
	Très faible	31	6,8	7,1	3,0	1,6	13,7	c		
<b>Couvert</b>	<b>***</b>	<b>Toutes</b>	<b>1561</b>	<b>10,0</b>	<b>10,5</b>	<b>4,1</b>	<b>1,6</b>	<b>27,5</b>	/	
		Horti	485	11,4	12,1	4,6	1,6	27,5	a	
		Pelouse	573	9,1	9,2	3,1	3,11	21,3	c	
		Arbre	451	9,9	10,6	3,7	3,0	23,5	b	
		Mix	32	11,0	10,6	5,0	1,6	18,3	abc	
		Arbre align.	20	4,6	5,3	3,1	2,9	16,6	d	
<b>Taille du site</b>	<b>***</b>	<b>Toutes</b>	<b>1319</b>	<b>10,0</b>	<b>10,5</b>	<b>4,0</b>	<b>1,6</b>	<b>27,5</b>	/	
		< 5 ha	889	8,9	9,6	4,0	1,6	26,9	b	
		> 5 ha	430	12,3	12,3	3,5	3,1	27,5	a	
<b>Age du site</b>	<b>***</b>	<b>Toutes</b>	<b>1272</b>	<b>10,1</b>	<b>10,6</b>	<b>4,1</b>	<b>1,6</b>	<b>27,5</b>	/	
		< 50 ans	455	8,3	8,9	3,3	1,6	25,3	b	
		> 50 ans	817	11,3	11,5	4,1	3,0	27,5	a	
<b>Localisation géographique du site dans la ville</b>	<b>Arrondissement</b> ***	<b>Toutes</b>	<b>1646</b>	<b>9,9</b>	<b>10,4</b>	<b>4,1</b>	<b>1,6</b>	<b>27,5</b>	/	
		4 <sup>ème</sup>	22	9,5	9,4	2,5	5,2	15,7	bcdef	
		5 <sup>ème</sup>	18	9,8	11,7	5,9	6,5	25,3	abcdef	
		6 <sup>ème</sup>	132	11,1	11,8	3,8	3,1	26,9	ab	
		7 <sup>ème</sup>	59	11,1	12,2	4,7	4,1	25,8	abc	
		8 <sup>ème</sup>	159	11,7	11,7	4,0	3,7	27,5	ab	
		9 <sup>ème</sup>	43	7,4	8,0	3,1	3,1	17,0	ef	
		10 <sup>ème</sup>	21	8,3	9,5	5,3	3,5	22,1	bcdef	
		11 <sup>ème</sup>	16	9,2	8,8	2,1	5,4	11,2	bcdef	
		12 <sup>ème</sup>	149	10,4	10,5	3,6	1,6	24,6	bcd	
		13 <sup>ème</sup>	86	8,3	9,1	4,1	3,9	21,0	ef	
		14 <sup>ème</sup>	55	8,1	9,1	3,7	2,8	18,0	def	
		15 <sup>ème</sup>	108	9,6	10,6	4,8	2,7	26,6	bcde	
		16 <sup>ème</sup>	65	10,4	9,5	3,8	2,8	18,1	cdef	
		17 <sup>ème</sup>	254	8,2	8,2	2,4	3,0	17,5	f	
		18 <sup>ème</sup>	107	8,2	9,4	3,9	2,4	23,5	def	
		19 <sup>ème</sup>	239	12,7	12,4	3,6	1,6	22,6	a	
		20 <sup>ème</sup>	113	9,6	10,4	4,7	3,6	26,4	cde	



La taille et l'âge du site ont également montré des effets significatifs (Tableau 13). Les plus grands sites (> 5 ha) présentent le SCOS le plus élevé, par rapport aux sites plus petits (respectivement  $12,3 \pm 3,5 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $9,6 \pm 4,0 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). De la même façon, les sites les plus anciens ont un SCOS significativement plus élevé que les sites plus récents (respectivement  $11,5 \pm 4,1 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $8,9 \pm 3,3 \text{ kgC.m}^{-2}$ ).

Enfin, en ce qui concerne l'effet de la situation géographique (arrondissements de Paris), les 1<sup>er</sup>, 2<sup>ème</sup> et 3<sup>ème</sup> arrondissements n'ont pas pu être étudiés car ils comprenaient moins de 15 échantillons. Parmi les autres arrondissements, trois catégories de sols ont pu être distinguées : i) les SCOS les plus élevés dans les 6<sup>ème</sup>, 7<sup>ème</sup>, 8<sup>ème</sup> et 19<sup>ème</sup> arrondissements (SCOS moyen entre  $11,7 \pm 4,0 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour le 8<sup>ème</sup> arrondissement et  $12,4 \pm 3,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour le 19<sup>ème</sup>), ii) les SCOS intermédiaires dans les 5<sup>ème</sup>, 12<sup>ème</sup>, 15<sup>ème</sup> et 20<sup>ème</sup> arrondissements (SCOS moyen entre  $10,4 \pm 4,7 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour le 20<sup>ème</sup> et  $11,7 \pm 5,9 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour le 5<sup>ème</sup> arrondissement) et iii) les SCOS les plus faibles dans les 4<sup>ème</sup>, 9<sup>ème</sup>, 10<sup>ème</sup>, 11<sup>ème</sup>, 13<sup>ème</sup>, 14<sup>ème</sup>, 16<sup>ème</sup>, 17<sup>ème</sup> et 18<sup>ème</sup> arrondissements (SCOS moyen entre  $8,0 \pm 3,1 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour le 9<sup>ème</sup> arrondissement et  $9,5 \pm 3,8 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour le 16<sup>ème</sup> arrondissement).

L'effet du matériau HAHT de construction sur le SCOS est résumé par la figure 32. Les espaces verts construits à partir des substrats maraîchers, de la période haussmannienne jusqu'en 1950, présentent les valeurs de SCOS les plus élevées ( $12,7 \pm 3,2 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Les sols des espaces verts construits depuis les années 1950, présentent les plus faibles valeurs de SCOS ( $7,4 \pm 2,4 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Enfin, les sols d'origine inconnue ont un SCOS intermédiaire, significativement différent des SCOS des sols formés à partir des deux autres matériaux ( $10,6 \pm 4,1 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Le coefficient de variation (CV) de SCOS de ce dernier est le plus élevé : il atteint 39 % alors qu'il est de 25 % dans les sols issus des matériaux HAHT maraîchers et de 33 % dans les sols issus des matériaux HAHT agricoles issus de la périphérie.



**Matériau HAHT \*\*\***

**Figure 32. Répartition des stocks de carbone organique du sol (SCOS) dans la base de données de la ville de Paris selon les matériaux de construction (matériau HAHT) utilisés historiquement.** La ligne horizontale à l'intérieur des boîtes représente la médiane, le symbole en forme de losange représente la moyenne. La mention « \*\*\* » indique que la comparaison multiple (test de Kruskal-Wallis suivi du test de posthoc de Nemenyi) a montré  $p < 0,001$ . Les lettres indiquent les différences significatives entre les modalités ( $p = 0,05$ ) : « a » est attribué à la modalité de facteur ayant les valeurs de SCOS les plus élevées ; « n » est l'effectif par modalité de facteur. La période historique d'utilisation de chaque matériau HAHT est indiquée entre parenthèses.

**2.4.1.2. Hiérarchisation des facteurs corrélés au stock de carbone organique du sol**

Les différentes régressions multivariées testées sont présentées dans le tableau 14, pour chaque ensemble de covariables (avec ou sans totN), parmi lesquelles, les covariables qualitatives ont été converties en variables muettes. Dans chaque cas, le  $R^2_{adj}$  a augmenté après nettoyage du jeu de données (11 échantillons ont été supprimés). En ce qui concerne l'ensemble des covariables incluant totN, les régressions pas à pas ascendante et ascendante&descendante ont amené au  $R^2_{adj}$  le plus élevé (asc.&desc. ;  $R^2_{adj} = 0,869$ ). Les covariables significativement corrélées à SCOS sont identiques entre ces deux régressions ( $p < 0,05$ ). Il s'agit de totN, Sable, pH,  $P_{DYER}$ , Mg, Ca, K,  $Mn_{DTPA}$ ,  $Zn_{DTPA}$ , bore, la gestion, le couvert et l'arrondissement. En ce qui concerne l'ensemble des covariables sans totN, le  $R^2_{adj}$  le plus proche de 1 a été obtenu avec les trois types de régressions pas à pas (identiques entre les trois ;  $R^2_{adj} = 0,693$ ). Les covariables significativement corrélées à SCOS sont : Sable, pH,  $P_{DYER}$ , Mg, Ca, K,  $Fe_{DTPA}$ ,  $Cu_{DTPA}$ ,  $Zn_{DTPA}$ , bore, type d'usage, gestion, couvert et arrondissement.

**Tableau 14. Bilan des régressions testées sur le jeu de données centré réduit, incluant ou non les valeurs aberrantes (jeu de données total vs. nettoyé).** Les covariables qualitatives ont été converties en variables muettes, Ncovariable représente le nombre de covariables utilisées dans chaque modèle de régression. Ces modèles sont : la régression linéaire multivariée (lm standard), les régressions pas à pas descendante, ascendante, et celle combinant les deux (asc.&desc), Lasso et ADAlasso.  $R^2_{adj}$  est le coefficient de détermination ajusté. Les meilleurs modèles, définis grâce au  $R^2_{adj}$ , ont été surlignés en gras.

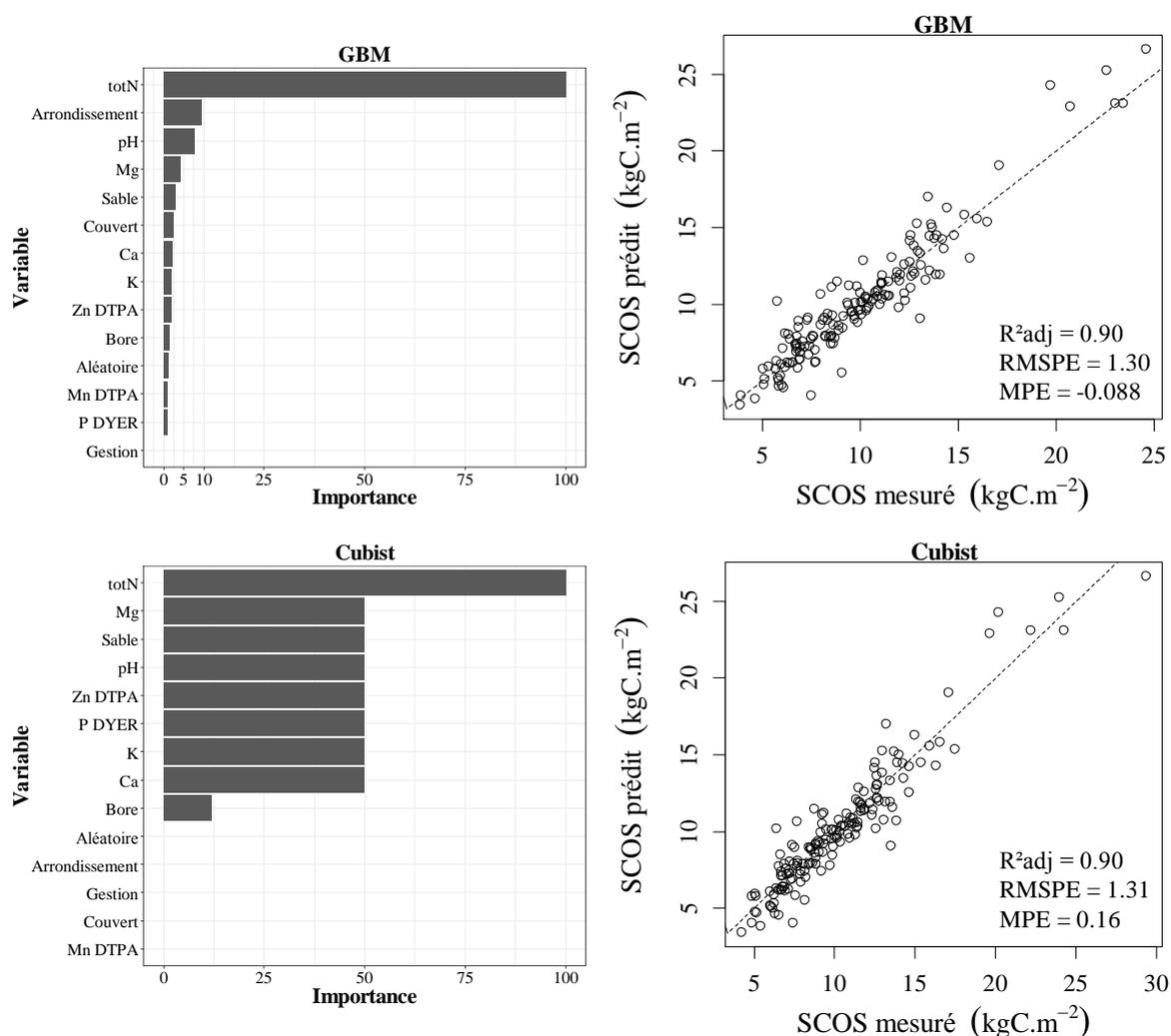
Choix	Fonction	Jeu de données	Ncovariables	$R^2_{adj}$	
Avec totN	lm standard	Total	49	0,865	
	lm pas à pas descendante.	Total	49	0,866	
	<b>lm pas à pas ascendante</b>	<b>Total</b>	<b>49</b>	<b>0,867</b>	
	<b>lm pas à pas asc.&amp;desc.</b>	<b>Total</b>	<b>49</b>	<b>0,867</b>	
	Lasso	Total	49	0,842	
	ADAlasso	Total	49	0,844	
	lm standard	Nettoyé	49	0,867	
	lm pas à pas descendante.	<b>Nettoyé</b>	<b>49</b>	<b>0,869</b>	
	<b>lm pas à pas ascendante</b>	<b>Nettoyé</b>	<b>49</b>	<b>0,869</b>	
	<b>lm pas à pas asc.&amp;desc.</b>	<b>Nettoyé</b>	<b>49</b>	<b>0,869</b>	
	Lasso	Nettoyé	49	0,842	
	ADAlasso	Nettoyé	49	0,840	
	Sans totN	lm standard	Total	48	0,672
		lm pas à pas descendante.	Total	48	0,676
<b>lm pas à pas ascendante</b>		<b>Total</b>	48	0,676	
<b>lm pas à pas asc.&amp;desc.</b>		<b>Total</b>	<b>48</b>	<b>0,677</b>	
Lasso		Total	48	0,642	
ADAlasso		Total	48	0,637	
lm standard		Nettoyé	48	0,690	
lm pas à pas descendante.		<b>Nettoyé</b>	<b>48</b>	<b>0,693</b>	
<b>lm pas à pas ascendante</b>		<b>Nettoyé</b>	<b>48</b>	<b>0,693</b>	
<b>lm pas à pas asc.&amp;desc.</b>		<b>Nettoyé</b>	<b>48</b>	<b>0,693</b>	
Lasso		Nettoyé	48	0,639	
ADAlasso		Nettoyé	48	0,634	

Les modèles GBM et Cubist ont ensuite été appliqués en utilisant les covariables sélectionnées ci-dessus en ajoutant la variable aléatoire pour décrire SCOS (avec totN, Figure 33 ; sans totN, Figure 34). En incluant totN, GBM est deux fois moins biaisé que Cubist (MPE respectivement égales à  $-0,09 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $0,16 \text{ kgC.m}^{-2}$  en validation externe), alors que leur  $R^2_{adj}$  et RMSPE sont équivalents ( $R^2_{adj}$  de 0,90 dans les deux cas et RMSPE respectivement de  $1,30 \text{ kgC.m}^{-2}$  et de  $1,31 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour GBM et Cubist, en validation externe). Dans les deux cas et comme attendu, totN est le plus fortement corrélé à SCOS dans les deux modèles (importance de la covariable = 100 %). L'ordre des autres covariables est ensuite nettement différent entre les deux modèles : pour GBM, l'arrondissement est la deuxième covariable la plus corrélée à

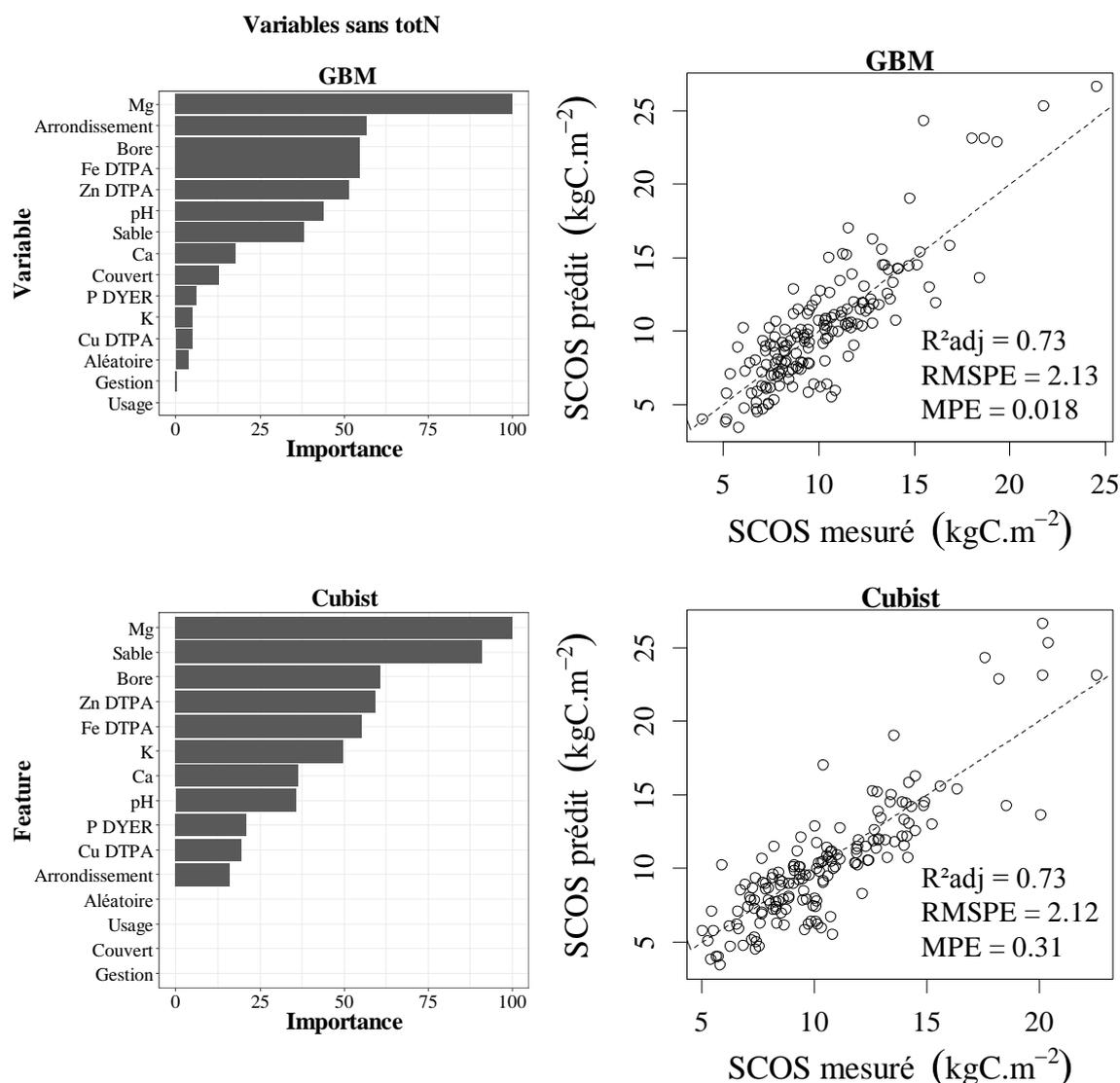
SCOS, bien que loin derrière totN (importance de la covariable = 9,6 %) suivi du pH (importance variable = 7,5 %), du Mg (importance de la covariable = 4,0 %), du sable (importance de la covariable = 3,0 %), du type de couvert (importance de la covariable = 2,5 %) et enfin, du Ca (importance de la covariable = 2,2 %). Les autres covariables ont une importance du même ordre de grandeur, voire inférieure à celle de la variable aléatoire (importance de la covariable = 1,3 %) et peuvent donc être considérées comme non significatives. Avec le modèle Cubist, totN est suivi à égalité par Mg, Sable, pH,  $Z_{NDTPA}$ ,  $P_{DYER}$ , K, Ca (importance de la covariable = 50 %), puis par le bore (importance de la covariable = 12 %). Finalement, les variables aléatoire, arrondissement, gestion, couvert, et  $Mn_{DTPA}$  n'ont aucune influence dans la prédiction de SCOS (importance de la covariable = 0 %).

Sans totN, GBM donne, une fois de plus, une prédiction moins biaisée que celle de Cubist (MPE respectivement de 0,018 et 0,31  $kgC.m^{-2}$ ), les autres indicateurs de performance étant similaires ( $R^2_{adj} = 0,73$  et RMSPE respectivement de 2,13  $kgC.m^{-2}$  et 2,12  $kgC.m^{-2}$  pour GBM et Cubist). Dans les deux cas, Mg est la variable la plus influente sur SCOS (importance de la covariable = 100 %). Cependant, elle est suivie par l'arrondissement dans l'arbre GBM (importance de la covariable = 56,6 %) alors qu'elle est suivie par le sable dans l'arbre Cubist (importance de la covariable = 90,9 %). Puis, dans les deux modèles, les trois variables suivantes sont le bore,  $Fe_{DTPA}$  et  $Z_{NDTPA}$ , bien que ces deux dernières soient inversées : dans le modèle GBM, importance du bore = 54,8 % ; importance de  $Fe_{DTPA}$  = 54,7 % ; importance de  $Z_{NDTPA}$  = 51,5 % ; dans le modèle Cubist, importance du bore = 60,8 % ; importance de  $Fe_{DTPA}$  = 55,2 % ; importance de  $Z_{NDTPA}$  = 59,4 %. De plus, avec GBM, ces variables sont suivies par le pH (importance de la covariable = 44,1 %), le sable (importance de la covariable = 38,1 %), Ca (importance de la covariable = 17,6 %), le couvert (importance de la covariable = 12,7 %). Puis  $P_{DYER}$ , K,  $Cu_{DTPA}$  ont une importance qui est du même ordre de grandeur que la variable aléatoire (importances respectives de 6,1 %, 5,1 %, 4,7 % et 3,6 %). Avec le modèle Cubist, le  $Fe_{DTPA}$  est suivi par K (importance de la covariable = 49,7 %), puis par Ca (importance de la covariable = 36,4%), par le pH (importance de la covariable = 35,7%),  $P_{DYER}$  (importance de la covariable = 21,0%),  $Cu_{DTPA}$  (importance de la covariable = 19,6%), et enfin l'arrondissement (importance de la covariable = 16,1%). Dans les deux cas, la gestion et le type d'usage n'ont aucune influence sur SCOS (importances entre 0% et 0,5 %). De plus, avec Cubist, le couvert n'a pas non plus d'influence (importance = 0%).

Les quatre variables quantitatives les plus corrélées à SCOS, obtenues par GBM, qui est le modèle le moins biaisé, ont finalement été cartographiées à l'échelle de Paris intra-muros : totN, le pH, Mg, et sable.



**Figure 33. Résultats des modèles GBM (haut) et Cubist (bas) pour la description du stock de carbone organique (SCOS ;  $\text{kgC}\cdot\text{m}^{-2}$ ) à partir des covariables (dont la concentration en azote, totN) sélectionnées à partir de la régression pas à pas ascendante sur le jeu de données nettoyé et centré réduit. Dans chaque cas, L'histogramme donne l'importance de chaque variable dans la prédiction de SCOS, le nuage de points correspond au résultat de la validation externe, avec présentation des indicateurs de performance (le coefficient de détermination,  $R^2_{\text{adj}}$ ; la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne de prédiction, RMSPE,  $\text{kgC}\cdot\text{m}^{-2}$  et l'erreur moyenne de prédiction, MPE,  $\text{kgC}\cdot\text{m}^{-2}$ ).**



**Figure 34. Résultats des modèles GBM (haut) et Cubist (bas) pour la description du stock de carbone organique (SCOS ;  $\text{kgC}\cdot\text{m}^{-2}$ ) à partir des covariables (sans la concentration en azote, totN) sélectionnées à partir de la régression pas à pas ascendante sur le jeu de données nettoyé et centré réduit. Dans chaque cas, L'histogramme donne l'importance de chaque variable dans la prédiction de SCOS, le nuage de points correspond au résultat de la validation externe, avec présentation des indicateurs de performance (le coefficient de détermination,  $R^2_{\text{adj}}$ ; la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne de prédiction, RMSPE,  $\text{kgC}\cdot\text{m}^{-2}$  et l'erreur moyenne de prédiction, MPE,  $\text{kgC}\cdot\text{m}^{-2}$ ).**

### 2.4.1.3. Variations du stock actuel de carbone organique et de ses covariables descriptives, à l'échelle de la ville

Les modélisations géostatistiques ont été réalisées pour la variable  $\text{SCOS}_{\text{Moy}}$  ainsi que pour les covariables qui lui sont les plus corrélées (totN, pH, Mg et Sable, qui ont été moyennées par coordonnées, de même que pour  $\text{SCOS}_{\text{Moy}}$  ; Figure 35). Le tableau 15 montre les statistiques de validation croisée obtenues pour chaque variable moyenne calculée par coordonnées. L'efficacité du modèle géostatistique a été vérifiée pour  $\text{SCOS}_{\text{Moy}}$ ,  $\text{totN}_{\text{Moy}}$ ,  $\text{pH}_{\text{Moy}}$  et  $\text{Mg}_{\text{Moy}}$  : la

médiane CESP, respectivement égale à 0,50, 0,48, 0,41 et 0,50, se situe effectivement dans l'IC à 90 %. L'efficacité du modèle géostatistique pour le Sable<sub>Moy</sub> n'est pas assurée avec une médiane CESP égale à 0,61, qui est au-dessus de l'IC à 90%. Ces cinq paramètres ont tout de même été cartographiés à l'échelle de la ville (Figure 35). A partir de ce modèle géostatistique robuste, la moyenne de SCOS des sols ouverts, à l'échelle de la ville, a pu être calculée et s'élève à  $9,5 \pm 1,0 \text{ kgC.m}^{-2}$ , pour la période P2. En intégrant la superficie des sols ouverts de la ville de Paris (27,7 km<sup>2</sup>), la MCOS est de 264,4 GgC pour P2. La figure 35 confirme et complète les résultats du modèle GBM : le totN et le SCOS sont fortement et positivement corrélés, et leur répartition à l'échelle de la ville est globalement la même. Il existe néanmoins deux exceptions visibles : dans le 13<sup>ème</sup> arrondissement, où SCOS atteint ses valeurs les plus faibles, alors que ce n'est pas le cas de totN. *A contrario*, dans le 12<sup>ème</sup> arrondissement, totN atteint ses valeurs les plus faibles, alors que ce n'est pas le cas pour SCOS. SCOS et Mg sont positivement corrélés avec des nuances (par exemple, la limite sud du 7<sup>ème</sup> arrondissement caractérisée par Mg élevée et SCOS faible). Concernant le sable, la corrélation positive avec SCOS a également été validée mais avec, là encore, des évolutions différentes dans certains sites parisiens. Finalement, SCOS et pH sont, quant à eux, négativement corrélés : c'est principalement visible dans le 6<sup>ème</sup> arrondissement et dans le 12<sup>ème</sup>, mais autrement, la variation prédite du pH reste assez faible dans Paris intra-muros (entre 7,0 et 8,2).

**Tableau 15. Statistiques de validation croisée obtenues avec le modèle de Matérn pour chaque paramètre de sol (moyenné par coordonnées).** Les statistiques de validation croisée robustes sont comprises dans l'intervalle de confiance de 90 %. Ici, N est le nombre d'échantillons par jeu de données; C<sub>0</sub> est la variance de pépite ; C<sub>1</sub> est la variance structurelle dans la gamme totale, v est le paramètre Matérn ; le rang effectif est la distance (m) pour laquelle 95 % de la variance corrélée spatialement est expliquée par le modèle. Les moyenne et médiane de CESP sont respectivement la moyenne et la médiane du carré de l'erreur de prédiction standardisée.

Paramètre du sol	N	Descripteur Matérn Model				Statistiques de validation croisée	
		C <sub>0</sub>	C <sub>1</sub>	v	Rang effectif	Moyenne CESP	Médiane CESP
SCOS <sub>Moy</sub>	287	0.00	0,10	0,15	5002,37	1,30	<b>0,50</b>
totN <sub>Moy</sub>	287	0.00	0,22	0,30	2502,17	1,75	<b>0,48</b>
pH <sub>Moy</sub>	400	0.00	0,00	5,00	10002,72	1,49	<b>0,41</b>
Mg <sub>Moy</sub>	288	0.06	0,04	5,00	10002,74	1,61	<b>0,50</b>
Sable <sub>Moy</sub>	400	0.06	0,20	0,05	2,00	1,07	0,61

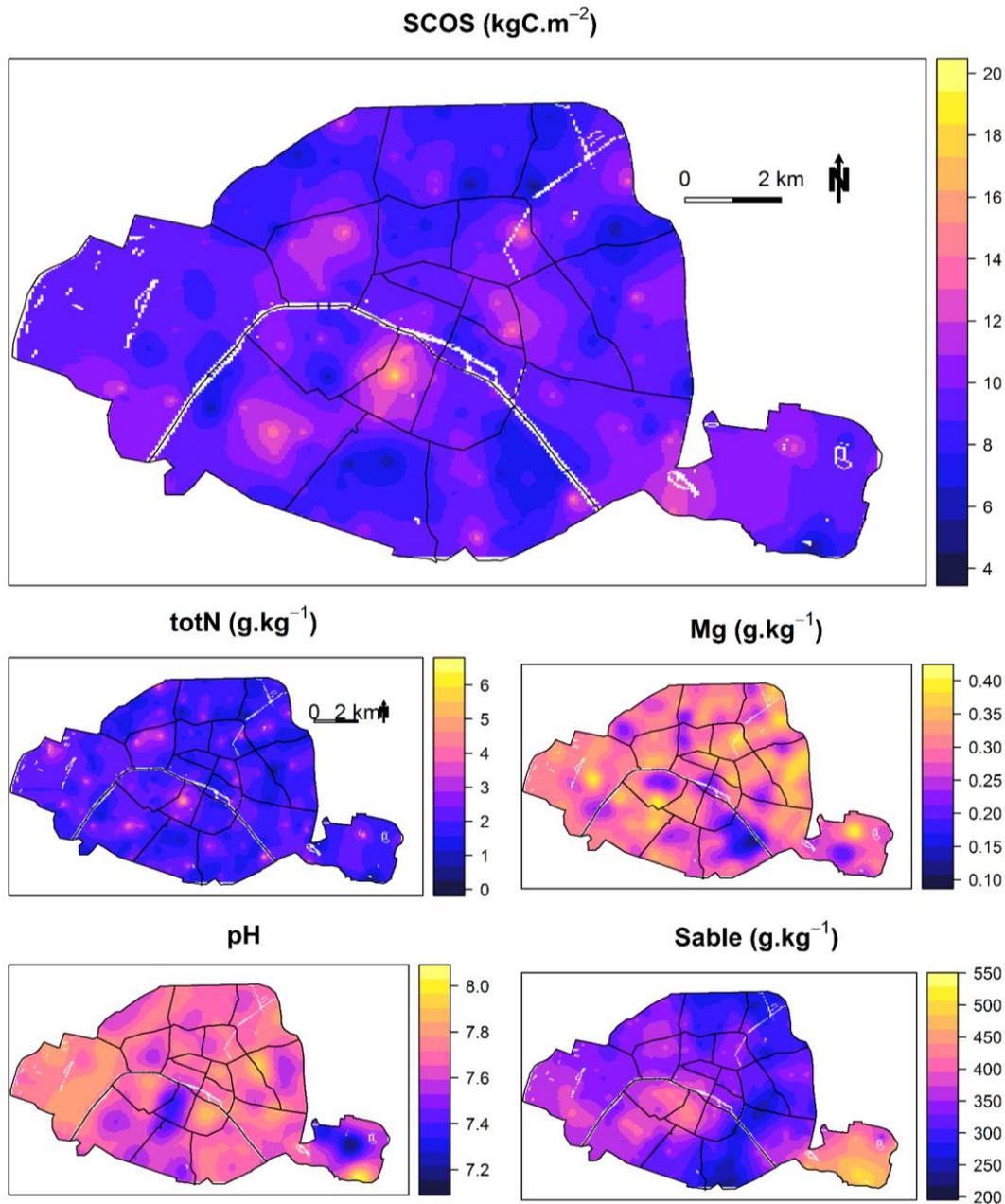


Figure 35. Cartes de krigeage du stock de carbone organique du sol (SCOS,  $\text{kgC}\cdot\text{m}^{-2}$ ), de la teneur totale en azote du sol (totN,  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), de la teneur en magnésium (Mg,  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), du pH et de la teneur en sable (Sable,  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) dans Paris intra-muros, pour la période 2008-2016 (P2).

## 2.4.2. Variation temporelle du stock de carbone organique du sol depuis 1993

### 2.4.2.1. *Evolution pour un même type de couvert*

La figure 36 présente les résultats de la comparaison du SCOS entre les deux périodes (P1 et P2) de la base de données, pour différents couverts (horti, pelouse, arbre) et pour les trois types de matériaux HAHT (Agricole, Maraîcher, Autre). La figure 36 montre que l'évolution de SCOS est très similaire entre les sols formés sur les deux matériaux, agricole et maraîcher, et dépend principalement du type de couvert. Que ce soit pour les matériaux maraîchers ou agricoles, il n'y a pas eu d'évolution significative de SCOS entre P1 et P2, sous massifs

horticoles. Pour ce même couvert, seul le SCOS des sols dont l'origine est inconnue, a significativement augmenté entre P1 et P2 (+ 23,9 %). En revanche, une forte augmentation de SCOS a été mesurée dans les sols sous arbres, et ce quel que soit le type de matériau HAHT (+ 24,5 % pour le matériau agricole, + 44,2 % pour le matériau maraîcher ; + 30,7 % pour le matériau d'origine inconnue). Enfin, une augmentation entre P1 et P2 est également significative sous pelouse ( $p < 0,001$ ), et ce, quel que soit le matériau HAHT (+ 20,8 % pour le substrat agricole, + 14,5 % pour le substrat maraîcher ; + 13,2 % pour le substrat d'origine inconnue). Ceci indique donc qu'il y a eu une augmentation globale de SCOS, depuis 1993.

Enfin, le CV de SCOS a diminué entre P1 et P2, pour chaque type de couverts : sans distinction des types de matériaux, il était de 42,0 % sous les massifs horticoles pendant P1 alors qu'il est de 38,4 % pendant P2 pour le même couvert ; de même, il était de 36,7 % dans les sols sous pelouse pendant P1, alors qu'il est de 33,6 % pendant P2. La diminution est la plus forte pour les arbres : le CV du SCOS était de 44,2 % pendant P1, alors qu'il est de 34,7 % pendant P2.

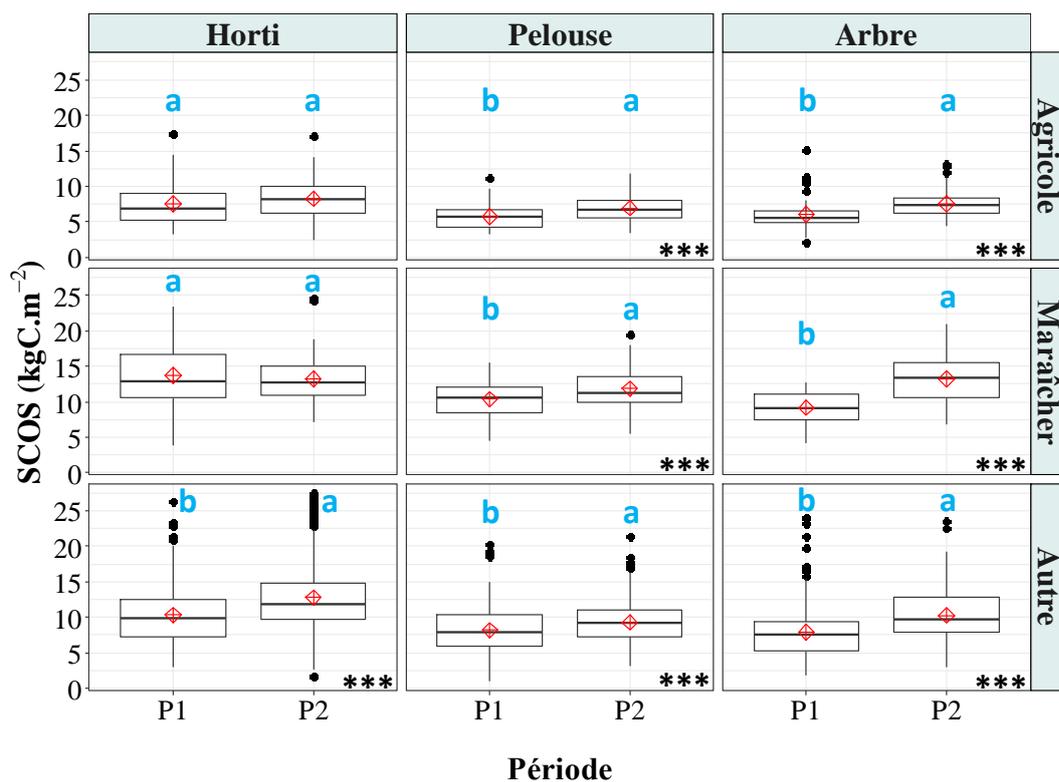


Figure 36. Stocks de carbone organique du sol (SCOS) de la base de données de Paris intra-muros distingués selon la période étudiée (P1 = 1993-2007 et P2 = 2008-2016), sous trois types de couvert, *i.e.*, massifs horticoles (horti), pelouses et arbres, et en fonction des trois types de substrats (agricole, maraîcher, autre). La mention « \*\*\* » indique que le test de Kruskal-Wallis a amené à  $p < 0,001$ . Les lettres indiquent les différences significatives de SCOS entre les deux périodes ( $p = 0,05$ ) : « a » est attribué à la modalité ayant les valeurs les plus élevées.

### 2.4.2.2. Cartographie de l'évolution du stock de carbone organique à l'échelle de la ville depuis 1993

L'efficacité du modèle géostatistique a été validée pour  $SCOS_{Moy}$ , durant la période P1 (1993-2007) : la médiane du CESP, égale à 0,41, se situe dans l'IC à 90 %, de même que sa moyenne (0,89). Le paramètre  $C_0$  est égal à 0,15,  $C_1$  est de 0,02,  $v$  est de 0,15 et le Rang effectif, de 10002,7 m. La figure 37 montre l'estimation spatiale de SCOS à l'échelle de Paris intra-muros pendant P1, ainsi que la différence de SCOS entre P2 et P1 (delta SCOS), obtenue grâce au modèle géostatistique. Comme supposé précédemment, Paris intra-muros a globalement stocké du COS depuis 1993 : le SCOS moyen était de  $8,0 \pm 0,4 \text{ kgC.m}^{-2}$  pendant P1 et le delta SCOS moyen entre P2 et P1 est de  $+1,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  (IC 95 % du delta SCOS est  $[1,56 ; 1,60] \text{ kgC.m}^{-2}$  ; soit un stockage de  $0,07 \text{ kgC.m}^{-2}.an^{-1}$ ). Cela représente  $+43,7 \text{ GgC}$ , lorsque cette valeur est multipliée par la superficie totale des sols ouverts de Paris intra-muros ( $27,7 \text{ km}^2$ ), soit un stockage moyen de  $+1,9 \text{ GgC}.an^{-1}$ , entre 1993 et 2016.

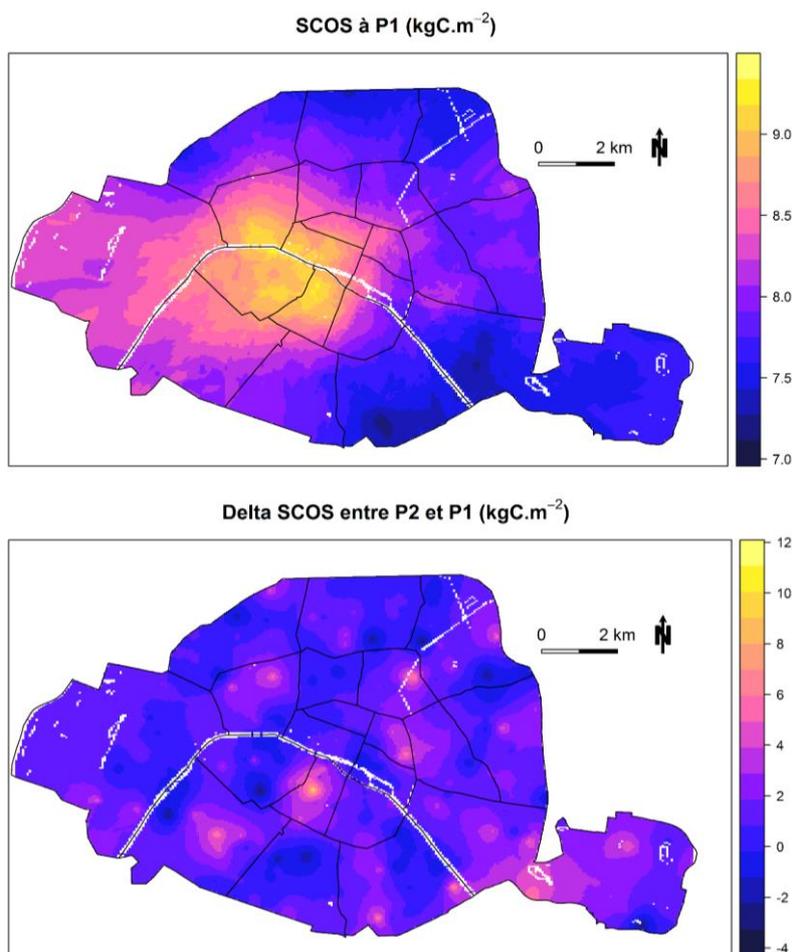


Figure 37. Cartes obtenues grâce au modèle géostatistique du stock de carbone organique (SCOS ;  $\text{kgC.m}^{-2}$ ) pendant la période P1 (1993-2007 ; partie haute) et de la différence du SCOS (Delta SCOS) entre les périodes P1 et P2 (1993-2007 vs. 2008-2016 ; partie basse), dans Paris intra-muros.

### 2.5. Discussion des résultats

#### 2.5.1. Comparaison des teneurs et stocks entre la Métropole du Grand Paris et New York

##### *Effets des facteurs naturels*

Pour tous les sols ouverts de la MGP et de NYC, le climat et le matériau parent naturel pourraient expliquer les valeurs et la distribution plus élevées de CCOS à NYC que dans la MGP pour les bois urbains et les friches. En effet, bien que la longue histoire des sols parisiens ait conduit à d'importants dépôts de remblais dans la majorité de la métropole, certaines zones peuvent avoir été moins perturbées et être encore influencées par le matériau parent naturel principalement sédimentaires et calcaires. Les matériaux déposés naturellement à NYC sont très hétérogènes (37 séries à NYC) et peuvent avoir accumulé de grandes quantités de COS (par exemple, dans les nombreuses zones humides et marais salants des îles de NYC). En outre, la CCOS augmente généralement avec le taux de précipitations, or la pluviométrie de NYC ( $1\,270\text{ mm.an}^{-1}$ ) est plus de deux fois plus élevée que celle de MGP ( $591\text{ mm.an}^{-1}$ ; Azlan et al., 2013 ; Burke et al., 1989 ; Selhorst et Lal, 2012).

Tous les sols ouverts de la MGP et de NYC présentent des SCOS équivalents pour une même profondeur (respectivement  $9,9 \pm 3,9\text{ kgC.m}^{-2}$  et  $11,3 \pm 11,5\text{ kgC.m}^{-2}$  dans les 30 premiers cm de sol). Ce résultat observé pour les valeurs de SCOS, mais pas pour CCOS, est principalement dû à  $\delta_{>2\text{mm}}\text{ v/v}$ , plus faible dans la MGP qu'à NYC (5,9 % et 11,0 %, respectivement), alors que  $M_v$  n'est pas significativement différente entre les deux ensembles de données. Globalement, pour la même profondeur, Hao et al. (2013) ont rapporté un SCOS de  $9,2\text{ kgC.m}^{-2}$  dans les sols urbains ouverts en Chine (Tianjin Binhai New Area), ce qui est du même ordre de grandeur que SCOS de la MGP et de NYC.

##### *Effets des facteurs anthropiques*

Les sols ouverts des bois urbains de la MGP et NYC présentent des CCOS significativement plus faibles dans la MGP 0-30 cm qu'à NYC 0-30 cm alors que les valeurs sont très proches pour les parcs des deux villes.

L'histoire de la création de parcs à NYC et dans la MGP pourrait expliquer leur homogénéité (les CV de CCOS dans les parcs sont assez similaires entre la MGP et NYC, et CV dans les parcs à NYC est nettement inférieur à celui de ses autres types d'usage). À NYC, la majorité des parcs ont été construits au XIX<sup>ème</sup> siècle avec des matériaux issus de dépôts fluvioglaciaires pauvres en COS et amendés avec de la chaux et des engrais ce qui a pu augmenter et homogénéiser le COS. Dans la MGP, le premier matériau historique HAHT pour la construction

des grands parcs, utilisé au XIX<sup>ème</sup> siècle et milieu XX<sup>ème</sup>, était riche en COS. A partir de 1950, le matériau HAHT était plus pauvre en COS et a été utilisé pour créer de nouveaux espaces verts plus petits dans Paris intra-muros et pour agrandir ses banlieues (Comm. Pers., Laboratoire agronomique de Paris). La catégorie « jardins » de la MGP, englobant les centres horticoles, les jardins partagés et les accompagnements ouverts d'habitation, se situe pour moitié dans ces banlieues et présente donc un SCOS inférieur à celui des parcs. Nous avons montré que SCOS est significativement inférieur dans la première couronne par rapport à Paris intra-muros, probablement en raison de leur mise en place et gestion historique. Cependant, la différence notable d'échantillons disponibles entre Paris intra-muros et sa première couronne, a sûrement conduit à un manque de représentativité des échantillons de la couronne.

L'intensité de la gestion des espaces verts dans les villes peut avoir atténué l'effet des facteurs naturels (tels que le climat) sur CCOS et SCOS (Pouyat et al., 2009). Dans leur étude, pour la profondeur 0-20 cm, le SCOS sous pelouse n'était pas significativement différent entre les villes de Baltimore (Maryland) et de Denver (Colorado ;  $11,0 \pm 0,9 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $12,7 \pm 1,3 \text{ kgC.m}^{-2}$ , respectivement) ; en revanche, les sols ruraux de Baltimore avaient 60 % de plus de SCOS que ceux de Denver. Dans notre étude, les sols forestiers de la région parisienne contiennent initialement moins de COS que les sols forestiers de la région de NYC ce qui expliquerait pourquoi les bois urbains, moins entretenus et perturbés que les parcs, présentent un SCOS plus faible dans la MGP qu'à NYC. Dans les parcs, les SCOS moyens sont très proches entre la MGP et NYC, à 0-30 cm de profondeur (respectivement  $10,1 \pm 3,8 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $10,1 \pm 6,6 \text{ kgC.m}^{-2}$ ), or l'intensité de gestion est assez similaire entre les deux villes : les pelouses sont tondues plusieurs fois par an avec une tendance à limiter les exportations des résidus de tonte (Comm. Pers., Laboratoire agronomique de Paris ; Comm. Pers., Département des parcs et loisirs de la ville de New York). Les parcs sont également caractérisés par une longue tradition d'irrigation et de fertilisation, ce qui favorise une productivité élevée de biomasse racinaire par les pelouses et un apport élevé de COS (Falk, 1980). Bae et Ryu (2015) ont trouvé des valeurs plus faibles dans le parc urbain de Séoul (la moyenne du SCOS était comprise entre 1,0 et 8,0  $\text{kgC.m}^{-2}$  sous couvert végétal, allant de la pelouse au bois), mais ce parc était très jeune, ayant seulement été construit dans les années 2000, alors que de nombreux parcs de la MGP et de New York ont plus de 100 ans.

À NYC, seul le type de matériau parent influence SCOS : ce résultat met notamment en évidence que les matériaux HAHT peuvent être à l'origine d'un SCOS plus élevé (voire stable) dans un sol donné (e.g., les cendres de charbon), conformément aux résultats de Trammell et

al. (2011). Cependant, ce travail a également montré que, comme dans Yan et al. (2015), les activités anthropiques peuvent induire un SCOS élevé en profondeur. En effet, les sols urbains très perturbés par les activités humaines ne présentent pas une diminution verticale significative de SCOS; alors que dans les bois urbains, moins impactés par les perturbations humaines, SCOS diminue significativement avec la profondeur. Ainsi, SCOS dans les couches profondes des sols urbains ouverts est à prendre en considération, d'autant plus qu'il peut atteindre des valeurs très élevées (par exemple, la valeur maximale de SCOS est de 216,3 kgC.m<sup>-2</sup> à NYC entre 30 et 100 cm de profondeur). Ainsi, dans les deux villes, l'histoire (incluant le mode de mise en place des espaces verts et donc le matériau HAHT utilisé) et la gestion des parcs semblent avoir un fort effet sur leur CCOS, pouvant même être prépondérant sur les facteurs naturels, tels que le climat ou le matériau parent naturel.

Les activités humaines peuvent donc augmenter SCOS par l'introduction de matériaux HAHT riches en COS (par exemple, des cendres de charbon) ou par la forte gestion des sols ouverts. Les valeurs et la variabilité des SCOS observées dans les parcs de ces deux villes pourraient suggérer que les méthodes de gestion, si elles sont adaptées au climat et au matériau parent de chaque ville, pourraient conduire à une homogénéisation des SCOS dans les parcs urbains (Pouyat et al., 2009). Cependant, il n'a pas été possible d'estimer, avec les données disponibles, le bilan carbone associé à ces méthodes de gestion et les potentialités de stockage de COS stable.

Concernant la stabilité du COS présents dans les sols urbains, certaines hypothèses pourraient être proposées. Tout d'abord, des activités humaines anciennes peuvent avoir favorisé l'enfouissement de COS, i) parfois récalcitrant (par exemple, les cendres de charbon trouvées à NYC) ou ii) stocké dans les couches profondes, et donc caractérisé par un temps de résidence élevé (Rumpel et al., 2012). Au contraire, les méthodes de gestion des espaces verts, telles que la fertilisation, l'irrigation et la tonte des pelouses (ou élagage d'arbres et d'arbustes), associées à une consommation énergétique élevée, pourraient également impliquer une activité microbienne intensive, elle-même responsable des flux sortant de CO<sub>2</sub> (Vasenev et Kuzyakov, 2017). Finalement, l'imperméabilisation des sols est responsable de la diminution de SCOS du fait du décapage des couches de surface et de leur COS et de l'inhibition des flux entre ces sols et les autres réservoirs terrestres.

En effet, à NYC et dans la MGP, les sols scellés ont un SCOS beaucoup plus faible que dans les sols ouverts, à 0-30 cm de profondeur. Le SCOS dans les sols scellés n'a pu être réellement mesuré que sur quelques échantillons de NYC, mais les valeurs obtenues sont comprises dans la gamme trouvée dans la littérature. Yan et al. (2015) et Edmondson et al. (2012) ont mesuré,

pour les 20 premiers cm de profondeur sous trottoirs, un SCOS compris entre 1,7 kgC.m<sup>-2</sup> et 3,2 kgC.m<sup>-2</sup>. Cet intervalle intègre également le SCOS obtenu sous voirie par Edmondson et al. (2012), égal à 2,2 kgC.m<sup>-2</sup>, et celui obtenu par Wei et al. (2014a), égal à 2,5 kgC.m<sup>-2</sup>. Dans notre étude, le SCOS serait égal à 1,9 kgC.m<sup>-2</sup> pour 0-20 cm de profondeur à NYC.

Plusieurs auteurs ont trouvé qu'à l'échelle d'une ville, le SCOS dans les sols scellés est nettement inférieur à celui dans les sols ouverts. Il serait inférieur de 66 %, 68 % et 75 % dans les sols scellés par rapport à ceux des sols ouverts à 0-15 cm, 0-20 cm et 0-20 cm de profondeur, respectivement (Raciti et al., 2012 ; Wei et al. 2014a ; Yan et al. 2015). Dans notre étude, SCOS dans les sols scellés est respectivement inférieur de 66 % (MGP) et 77 % (NYC) par rapport à ceux des sols ouverts entre 0 et 30 cm de profondeur. Ces résultats confirment la conclusion de Yan et al. (2015) : le SCOS des sols scellés ne doit pas être estimé à partir du SCOS des sols ouverts adjacents, entre 0 et 30 cm de profondeur même si nous avons montré que les SCOS à NYC 30-100 cm, dans les sols scellés, n'étaient pas significativement différents de ceux des sols profonds ouverts. Dans le cas de NYC, les sols scellés correspondent souvent aux couches profondes des sols initialement présents, après le retrait des couches de surface.

### 2.5.2. Contribution des sols urbains au stock global de carbone

Les stocks globaux de COS dans les deux villes ont été évalués par le calcul de la MCOS, en tenant compte des sols ouverts et des sols scellés, à un instant donné.

#### *Contribution des sols urbains ouverts*

Dans les sols ouverts à 0-30 cm, les valeurs de la MCOS sont légèrement plus élevées à NYC (289 km<sup>2</sup>) que dans la MGP (233 km<sup>2</sup>), principalement du fait de la différence de surfaces ouvertes entre les deux villes. La comparaison de MCOS avec celle des sols agricoles ou forestiers pour les mêmes aires, a démontré une contribution à ne pas négliger des 30 premiers cm de sols urbains ouverts aux stocks globaux (+ 44,5 % de MCOS dans la MGP que dans les sols agricoles d'Ile-de-France, + 110,4 % de MCOS à NYC que dans les sols agricoles du New Jersey).

Les couches profondes des sols urbains ouverts montrent également une forte contribution à la MCOS globale, nettement supérieure à celle des couches profondes des sols forestiers et agricoles : MCOS à NYC 30-100 cm est 1,9 fois plus élevée que dans la forêt 30-100 cm et 3,0 fois plus élevée que dans les sols agricoles 30-100 cm.

A l'échelle du profil de sol (0-100 cm), la contribution des sols urbains ouverts de la ville de NYC à la MCOS globale est donc supérieure à celle des sols forestiers et agricoles (+ 18,5 %

et + 146,6 %, respectivement). Cependant, ces tendances sont à relativiser au regard du nombre réduit d'observations, qui plus est dans une seule ville.

### *Contribution des sols urbains ouverts et scellés*

En incluant les sols scellés à 0-30 cm, les valeurs de MCOS sont du même ordre de grandeur entre les deux villes, mais légèrement inférieures dans la MGP (3,5 TgC pour 798 km<sup>2</sup>) qu'à NYC (3,8 TgC pour 772 km<sup>2</sup>). Cette très faible différence est principalement due aux proportions différentes entre sols scellés et sols ouverts des deux villes : environ 70 % de sols scellés dans la MGP vs. 62 % à NYC. Le potentiel des sols urbains à contribuer au stock global dépend donc fortement du pourcentage de surfaces scellées dans les villes, à un instant donné. Dans la couche 30-100 cm, aucune différence significative de SCOS n'a été observée entre les sols ouverts et les sols scellés de NYC. Or, l'aire occupée par les sols scellés étant supérieure à celle des sols ouverts, leur MCOS est donc également supérieure à celle observée dans les sols ouverts (3,2 TgC vs 2,5 TgC).

En profondeur, la contribution des sols scellés à la MCOS globale peut dépasser celle des sols ouverts. A 0-100 cm de profondeur à NYC, en prenant en compte les sols scellés, MCOS atteint 9,6 TgC, ce qui est nettement supérieur aux résultats obtenus par Pouyat et al. (2006) dans d'autres villes des Etats-Unis (0,8 TgC à Oakland pour 132 km<sup>2</sup>, 2,7 TgC à Atlanta pour 341 km<sup>2</sup> et 3,4 TgC à Chicago pour 614 km<sup>2</sup>). Ces différences ne peuvent pas être uniquement expliquées par la différence entre les surfaces totales. Premièrement, le SCOS estimé dans les sols scellés de leur étude est nettement inférieur à nos résultats (3,3 kgC.m<sup>-2</sup> contre 9,6 kgC.m<sup>-2</sup> pour 0-100 cm de profondeur, respectivement). Ensuite, une forte différence de SCOS est également notable dans les sols ouverts entre les deux études : par exemple, dans notre étude, les parcs de NYC (0-100 cm) présentent un SCOS moyen de 35,4 kgC.m<sup>-2</sup>, alors qu'il est seulement de 7,4 kgC.m<sup>-2</sup> à Atlanta, dans l'étude de Pouyat et al. (2006). En revanche, dans l'étude d'Edmondson et al. (2012), MCOS à Leicester atteint 0,98 TgC pour 0-100 cm de profondeur et pour une surface de 73 km<sup>2</sup> (sols ouverts et scellés compris). Ainsi, si elle est calculée pour la même aire que NYC, MCOS atteindrait 10,4 TgC dans leur étude, ce qui est très similaire à la MCOS réellement obtenue à NYC (0-100 cm).

### *Effet de la méthode de calcul*

Les résultats dépendent fortement de la méthode utilisée pour calculer la MCOS. En effet, si nous n'avions pas effectué une distinction entre les valeurs de SCOS, significativement différentes en fonction des facteurs étudiés, la MCOS des sols ouverts aurait été surestimée

dans les deux métropoles. Ainsi pour les sols ouverts de la MGP, si aucune distinction n'avait été faite entre le SCOS de Paris intra-muros et le SCOS de sa première couronne, ni entre le SCOS observé dans les parcs et celui des autres types d'usages, alors MCOS atteindrait 2,3 TgC au lieu de 1,6 TgC (en utilisant le SCOS moyen obtenu pour tous les sols ouverts confondus, soit 9,9 kgC.m<sup>-2</sup>). A NYC 0-30 cm, sans faire de distinction entre les différentes séries de sol, MCOS atteindrait 3,3 TgC dans les sols ouverts au lieu de 2,4 TgC (en utilisant le SCOS moyen obtenu pour tous les sols ouverts, c'est-à-dire 11,3 kgC.m<sup>-2</sup>). Ainsi, une étude préliminaire des effets de facteurs est nécessaire pour déterminer de façon satisfaisante les valeurs réelles de la MCOS.

### 2.5.3. Etude approfondie des facteurs d'influence de la répartition du stock actuel de carbone organique : Paris intra-muros

*Effet de tous les facteurs étudiés sur la répartition de SCOS dans Paris intra-muros*

Une évaluation approfondie des facteurs influençant SCOS est nécessaire pour calculer MCOS. L'étude approfondie de la base de données de Paris intra-muros, a confirmé un fort effet de certains facteurs anthropiques sur la répartition spatiale de SCOS pendant la période P2 ( $p < 0,001$ ) : le type d'usage, le type de couvert, l'intensité de gestion, l'âge et la taille des sites, ainsi que leur localisation géographique (arrondissements).

*Le type d'usage urbain*

Parmi les nombreux types d'usage, deux catégories de sols ont été distinguées : i) les centres horticoles, parcs, lieux publics, jardins partagés bois/friches aux SCOS les plus élevés et ii) les sols d'accompagnements de voiries et des centres socio-éducatifs aux SCOS les plus faibles. En comparant les résultats obtenus pour les types d'usage dans P2, à ceux de la littérature, certaines tendances se rejoignent. Sun et al. (2010) ont trouvé que, pour une profondeur de 0-10 cm dans la ville de Kaifeng (Chine), SCOS était maximum dans les parcs (3,4 kgC.m<sup>-2</sup>). De la même manière, Vasenev et al. (2013) ont trouvé des SCOS compris entre 3,3 kgC.m<sup>-2</sup> et 7,1 kgC.m<sup>-2</sup> pour une profondeur de 10 cm, dans les zones récréatives (y compris les parcs) en Russie. Dans notre étude, le SCOS moyen des parcs serait de 3,5 kgC.m<sup>-2</sup> pour une profondeur de 0-10 cm pendant la période P2 (avec l'hypothèse d'un SCOS homogène dans les 30 premiers cm de sol). Ainsi, les résultats trouvés pour les parcs sont équivalents entre ces trois études, ce qui conforte l'hypothèse d'un fort impact des méthodes de gestion des parcs conduisant à des SCOS similaires entre les villes. Cependant, Sun et al. (2010) ont également montré contrairement à notre étude que SCOS était plus élevé au bord des routes que dans les sols

résidentiels/administratifs (respectivement  $2,5 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $1,9 \text{ kgC.m}^{-2}$ , pour une profondeur de 0-10 cm). Ces divergences pourraient s'expliquer par des définitions différentes des types d'usage : dans notre étude, les accompagnements de voiries sont principalement caractérisés par des arbres d'alignement, avec un SCOS inférieur à ceux des autres couverts, ce qui n'est pas le cas de Sun et al. (2010). Vasenev et al. (2013) ont montré des résultats similaires à ceux de Sun et al. (2010), avec le SCOS le plus faible trouvé dans les sols résidentiels (SCOS étant compris entre  $2,8$  et  $3,4 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour 0-10 cm de profondeur). En revanche, Scharenbroch et al. (2005) ont trouvé autant de MOS, et donc de COS, dans les sols résidentiels anciens (stock de MOS =  $15,7 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) que dans les parcs (stock de MOS =  $15,9 \text{ kgC.m}^{-2}$ ), à Moscou (Idaho, USA) pour 0-15 cm de profondeur. Les valeurs de stock de MOS étaient alors significativement plus faibles dans les jeunes sols résidentiels de Moscou (stock de MOS =  $10,6 \text{ kgC.m}^{-2}$ , pour 0-15 cm de profondeur). Ainsi, l'âge de la construction et plus globalement, l'historique du site, pourraient expliquer les différences constatées. **De ce fait, s'il est étudié seul, le facteur « type d'usage » ne peut conduire à une généralisation, quant à la répartition du SCOS en milieu urbain : ce facteur doit être étudié avec le type de couvert, l'âge du site ou encore le degré de fréquentation du site (et donc de piétinement).**

### *Le type de couvert et mode de gestion des espaces verts*

Ici, le type de couvert a également montré un fort effet, avec des différences significatives de SCOS, à l'exception du mélange de strates (mix), dont SCOS est uniquement significativement différent de celui des arbres d'alignement.

Concernant les arbres d'alignement, les résultats montrés dans cette étude ne sont pas en accord avec ceux de Scharenbroch et al. (2005) qui n'ont pas trouvé de différence significative du stock de MOS (ou SCOS) entre les arbres d'alignement et les parcs (sous les arbres d'alignement, stock de MOS =  $13,8 \text{ kgC.m}^{-2}$ , pour 0-15 cm de profondeur).

Concernant les sols sous pelouses et arbres, Edmondson et al. (2014a) ont montré que la médiane du SCOS était de  $6,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour 0-20 cm de profondeur, dans des prairies urbaines de Leicester (Royaume-Uni), et qu'elle était comprise entre  $6,5$  et  $8,8 \text{ kgC.m}^{-2}$  dans les sols sous arbres. Cela rejoint les résultats de notre étude : pour 0-20 cm de profondeur, la médiane du SCOS serait de  $6,0 \text{ kgC.m}^{-2}$  sous pelouse et de  $6,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  sous les arbres.

Les SCOS plus élevés sous massifs horticoles, que sous les arbres et finalement que dans les pelouses semblent être dus aux différentes méthodes de gestion, spécifiques à chaque type de couvert. En effet, les massifs horticoles reçoivent un apport élevé en compost de déchet vert et

de même que les arbres, sont régulièrement paillés depuis les années 2000 (Comm. Pers., Laboratoire agronomique de Paris).

A 0-30 cm de profondeur, le SCOS sous pelouse dans Paris intra-muros est nettement supérieur à celui estimé pour une prairie naturelle en France (9,2 kgC.m<sup>-2</sup> sur la pelouse de Paris contre 7,6 kgC.m<sup>-2</sup> dans les prairies naturelles françaises, Martin et al., 2010). Cette différence pourrait être due à la forte intensité de gestion des sols et des couverts végétaux dans les villes. En effet, le SCOS d'un sol urbain naturel en terme de gestion (pas de fertilisation, d'arrosage ni d'élimination des résidus de biomasse aérienne) est plus faible (7,1 kgC.m<sup>-2</sup> en moyenne) que celui d'un sol intensivement géré. Il est, en revanche, du même ordre de grandeur que celui estimé dans les sols des forêts et des prairies françaises (respectivement 7,0 et 7,6 kgC.m<sup>-2</sup> pour la même profondeur, Martin et al., 2010). Enfin, selon notre codification (Tableau 5 ; section 2.1.1), les sols caractérisés par une intensité de gestion très élevée ou faible, ont un SCOS supérieur aux sols caractérisés par une intensité de gestion élevée. En effet, ces derniers correspondent souvent aux sols sur lesquels les visiteurs sont autorisés à marcher : ils peuvent être soumis à un piétinement élevé, entraînant une compaction du sol de surface et une perte de COS (Jim, 1998a).

### *Effets de l'âge et de la taille du site*

Les sites les plus jeunes présentent un SCOS significativement plus faible que celui des sites les plus anciens. Ce résultat a été confirmé par Scharenbroch et al. (2005) et Liu et al. (2013). Ces derniers ont trouvé des SCOS moyens dans les sites construits entre 2001 et 2010 inférieurs de 27,4 % par rapport à ceux des sites construits pendant la période 1988-2001 et 40,2 % par rapport à ceux des sites construits avant 1988. Ces observations confirment qu'une perturbation du sol par des actions du génie civil (*e.g.*, excavation, terrassement, mélange, compaction) induit une perte rapide de COS, suivie d'un lent stockage, jusqu'à ce que SCOS atteigne sa valeur d'équilibre (Boerner et al., 1998 ; Qian et Follett, 2002). La différence de SCOS entre les sols les plus âgés et les plus jeunes de Paris intra-muros pourrait ainsi être reliée à l'histoire spécifique de la ville (également en lien avec la taille du site). En effet, les espaces verts, construits avant 1950, et particulièrement pendant la période haussmannienne (1852-1870) sont les plus vastes (généralement > 5ha), or les sols ont été reconstitués à partir de sols maraîchers, très riches en COS suite à une irrigation avec des eaux usées jusqu'en 1950 (Comm. Pers., Laboratoire Agronomique de Paris). A partir de 1950-1960, les nouveaux espaces verts étaient plus petits (espace restreint dans Paris intra-muros) et plus nombreux et construits avec des

terres agricoles voisines avec des CCOS plus faibles. Ainsi, les sols formés à partir des matériaux maraîchers présentent le CV le plus faible, pouvant être expliqué par une homogénéisation du SCOS dans les sols urbains au cours du temps. En outre, le SCOS dans les sols formés à partir des matériaux agricoles est de  $7,4 \pm 2,4 \text{ kgC.m}^{-2}$  dans Paris intra-muros, tandis que le SCOS dans les sols agricoles de la région parisienne est de  $4,8 \pm 1,4 \text{ kgC.m}^{-2}$  (données du « Réseau de mesures de la qualité des sols », © INRA, Unité INFOSOL, Orléans, 2017, Arrouays et al., 2002). Donc, on peut émettre l'hypothèse que le SCOS a augmenté du fait du changement d'usage de ces sols ; cette tendance confirme l'effet positif de la gestion de la ville sur les SCOS.

### *Effet de l'arrondissement*

L'effet de l'arrondissement peut être vu comme une combinaison de tous les facteurs anthropiques. Pour chaque arrondissement, selon i) le nombre de sites anciens et grands par rapport aux jeunes et petits, ii) les principaux modes de gestion et iii) les types de couverts, le SCOS sera plus faible ou plus élevé. Cela pourrait expliquer que dans le modèle GBM, l'arrondissement représente le facteur anthropique le plus influent sur SCOS. Ainsi, les 6<sup>ème</sup>, 7<sup>ème</sup>, 8<sup>ème</sup> et 19<sup>ème</sup> arrondissements présentent les SCOS les plus forts. Cependant, comme mentionné précédemment, les données disponibles n'ont pas permis d'étudier la perte de COS, de sorte que les arrondissements ayant les SCOS les plus élevés pourraient aussi être ceux qui perdent le plus de COS.

### *Les paramètres du sol*

Les facteurs anthropiques ne sont pas les seuls paramètres expliquant le SCOS dans les villes, et ne sont d'ailleurs pas suffisants pour le décrire (Annexe 19). Dans un objectif de déterminer des catégories de sols urbains en fonction de leur SCOS, selon GBM, il est nécessaire d'étudier la répartition de totN, Mg, teneur en sable, pH et de comprendre les caractéristiques de chaque zone géographique de la ville (*i.e.*, les arrondissements dans le cas de Paris intra-muros).

La corrélation positive entre totN et SCOS est logique, car l'azote du sol est essentiellement organique ; ainsi, plus la MOS est élevée, plus le SCOS et le totN sont élevés.

La relation positive entre Mg et SCOS peut être indirectement due à une meilleure productivité de la biomasse par les plantes stimulées par Mg : plus le Mg échangeable dans les sols est élevé, plus l'absorption de N par la plante est élevée (Agboola et Corey, 1973). La plus forte corrélation du SCOS avec Mg plutôt qu'avec Ca ou totCaCO<sub>3</sub> pourrait être due à la forte influence des activités humaines urbaines sur ces deux derniers, en particulier avec l'importante introduction de ciment dans les sols urbains (Cheverry et Gascuel, 2009). Ainsi, bien qu'il y ait

eu indirectement une forte corrélation initiale de SCOS avec totCaCO<sub>3</sub> dans les matériaux maraîchers qui avaient une totCaCO<sub>3</sub> et un SCOS élevés, il semble que la gestion de la ville ait pu changer cette tendance.

La corrélation négative entre le SCOS et le pH s'explique par le fait que la MOS peut être à l'origine d'une acidification du sol (Porter, 1980). De plus, la faible activité microbologique dans les sols acides entraîne une accumulation de MOS (Anderson et Domsch, 1993).

La corrélation positive entre sable et SCOS est représentative de l'histoire de Paris intra-muros puisque les sols maraîchers sont caractérisés par une forte teneur en sable, ce qui renforce encore le fort impact de ce facteur sur SCOS dans les espaces verts. Cependant, certaines différences semblent s'être produites avec le temps : par exemple, le 12<sup>ème</sup> arrondissement (à P2) est caractérisé par une teneur en sable élevée et un faible SCOS. La gestion actuelle et le type de couvert pourraient donc avoir induit la distinction de nouvelles zones de Paris intra-muros en termes de SCOS.

La figure 38 présente les espaces verts en fonction de leur taille : globalement, les plus grands (> 5 ha) représentent les plus anciens parcs de Paris intra-muros et les plus petits, les plus jeunes. Dans cette figure, les plus grands parcs ont également été ajoutés sur la carte du SCOS de la ville pour P2, obtenue en utilisant le modèle géostatistique. Elle confirme les conclusions présentées auparavant : certains des plus grands parcs sont toujours caractérisés par des SCOS élevés, alors que, pour les autres, d'autres facteurs, tels que les types de couvert ou de gestion, semblent avoir réduit cette tendance avec le temps.

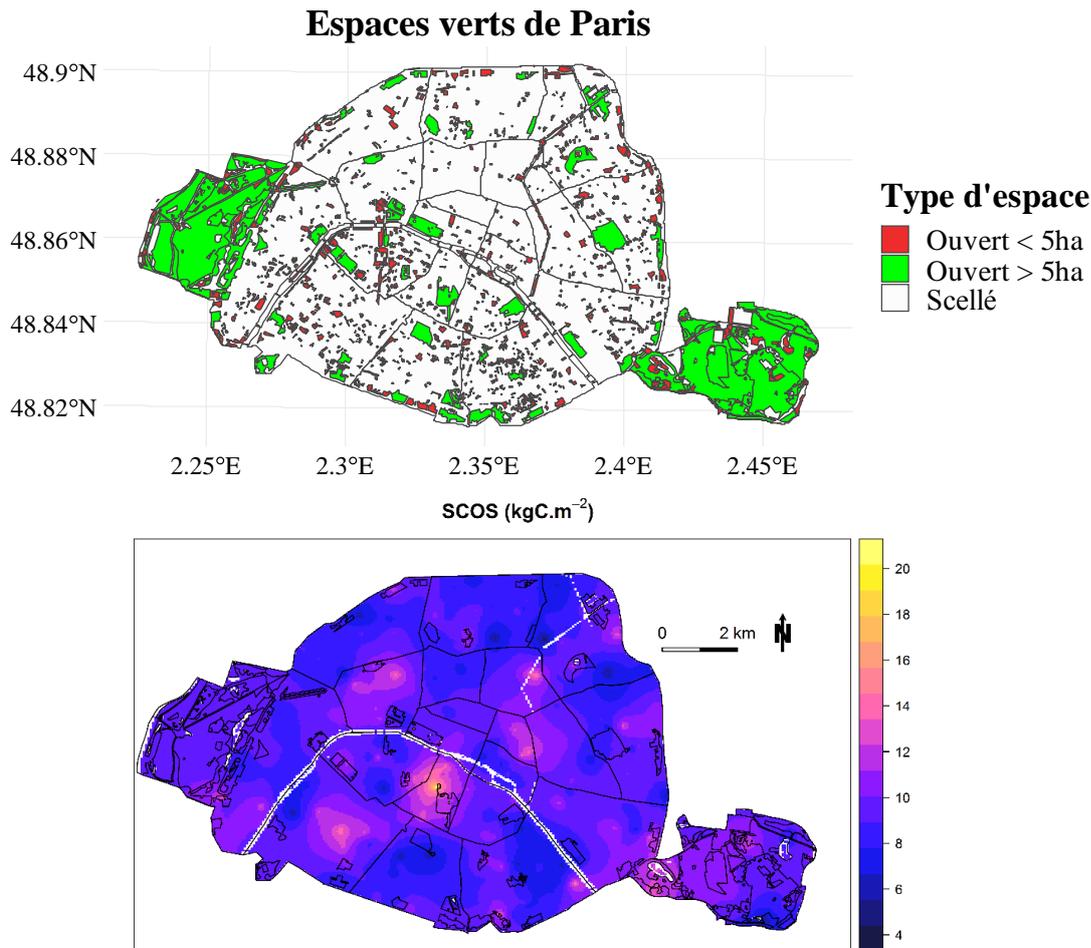


Figure 38. Carte de la répartition des espaces verts de Paris intra-muros, en fonction de leur taille (plus grand ou plus petit que 5 ha ; partie haute), et carte krigée du stock de carbone organique du sol (SCOS,  $\text{kgC.m}^{-2}$ ) sur la période 2008-2016, sur laquelle les plus grands espaces verts sont représentés (> 5 ha, partie basse).

#### 2.5.4. Evolution des stocks de carbone organique depuis 1993

Au delà du type de matériau agricole vs. maraîcher (en lien avec l'historique d'un site), le type de couvert, caractérisé par une gestion spécifique, a le plus expliqué l'évolution de SCOS dans la base de données, depuis 1993. Ainsi, pour un même couvert, et tous types de matériaux confondus, SCOS a augmenté de 8,4 % sous les pelouses, cette augmentation atteignant 38,3 % sous les arbres, entre P1 et P2 (= 23 ans au total). Le SCOS sous pelouses qui était alors plus élevé que sous les arbres pendant P1, est finalement devenu inférieur à celui des arbres pendant P2. L'augmentation de SCOS dans les différents types de couverts de Paris intra-muros a également été observée dans d'autres villes : à l'échelle du site, Bae et Ryu (2015) ont montré que, dix ans après un changement d'usage du parc forestier de Séoul (République de Corée), la CCOS du sol a augmenté de  $256 \pm 130\%$ . Finalement, Qian et al. (2003) ont montré que l'accumulation de COS dans les sols urbains dépendait du mode de gestion : selon la restitution ou l'élimination des résidus de tonte, ainsi que de la fertilisation azotée, les sols sous pelouse

pouvaient plus ou moins stocker du COS. Edmondson et al. (2014b) ont ainsi trouvé une contribution de la pelouse au stockage de carbone pouvant dépasser celle des arbres. Dans notre étude, l'évolution de la gestion semble avoir été la principale cause de l'augmentation du SCOS, particulièrement visible sous les arbres, en lien avec l'adoption assez systématique de la méthode de paillage sous les arbres et massifs horticoles des espaces verts, depuis les années 2000. Sous les pelouses, la restitution des résidus de tonte est pratiquée progressivement depuis 7 à 10 ans avant l'étude et pourrait expliquer l'augmentation significative, mais moins importante, de SCOS sous pelouses que sous arbres. Qian et al. (2003) ont estimé une augmentation du SCOS sous pelouse de près de 11 %, après dix ans de restitution des résidus de tonte, ce qui est du même ordre de grandeur que l'augmentation observée pour les pelouses de cette étude (8,5 % en 7-10 ans).

Enfin, le CV de SCOS diminue entre P1 et P2 pour les trois types de couvert, suggérant que SCOS tend à être homogénéisé avec le temps, en milieu urbain. Par une étude complémentaire pendant la période P1 de l'effet des facteurs environnementaux sur le SCOS, on retrouve bien un effet positif de la taille et de l'âge des sites ainsi que des matériaux maraîchers. En revanche, aucun effet significatif du type d'usage n'a été observé pendant P1. De plus, contrairement à P2, un sol géré de manière intensive présentait un SCOS significativement plus élevé que dans un sol faiblement entretenu lui-même plus élevé que SCOS d'un sol bien entretenu (« élevé » dans notre codification). Enfin, les catégories d'arrondissements, trouvées statistiquement pour P1, sont différentes de celles trouvées pour P2 : (1) SCOS les plus élevés pour le 4<sup>ème</sup>, le 5<sup>ème</sup>, le 6<sup>ème</sup>, le 7<sup>ème</sup>, le 8<sup>ème</sup>, le 13<sup>ème</sup>, le 14<sup>ème</sup> et le 16<sup>ème</sup>, (2) SCOS intermédiaires pour les 3<sup>ème</sup>, 10<sup>ème</sup>, 11<sup>ème</sup> et 19<sup>ème</sup> arrondissements et (3) SCOS les plus faibles pour les 9<sup>ème</sup>, 12<sup>ème</sup>, 15<sup>ème</sup>, 17<sup>ème</sup>, 18<sup>ème</sup> et 20<sup>ème</sup> arrondissements. La différence de résultats pour les arrondissements entre P1 et P2 pourrait être due à l'évolution différenciée des méthodes de gestion en fonction des arrondissements, comme ce qui a été observé à l'échelle du couvert, ou même d'une évolution des méthodes d'échantillonnage, entre ces deux périodes. Les biais engendrés par la différence des sites étudiés et par l'évolution possible des méthodes d'échantillonnage, entre les deux périodes, pourrait également avoir un impact sur les résultats géostatistiques. Cependant, au vu de nos résultats, il semble que Paris intra-muros ait stocké du COS, depuis 1993. Ainsi, la politique de gestion des espaces verts pendant P2 (caractérisée par le retour des résidus de tonte et le paillage) paraît plus en accord avec les objectifs d'augmentation du SCOS, que celle appliquée pendant P1 et elle aurait contribué au stockage de 43,7 GgC dans les sols ouverts en 23 ans. Cependant, il serait nécessaire d'étudier la durabilité de ce stockage, et les pertes de

COS associées : pour cela, la stabilité et la dégradation de la MOS devrait être étudiée à long terme et à l'échelle de la ville.

### 2.5.5. Limites de la méthode et perspectives

Dans la littérature, il n'existe pas de méthode standardisée pour calculer le SCOS dans les sols urbains, ce qui peut induire un biais dans l'estimation précise et la comparaison de SCOS dans les villes. Pour pouvoir utiliser la formule de Poeplau et al. (2017) choisie dans ce travail, plusieurs paramètres doivent être déterminés avec précision : CCOS,  $M_v$ ,  $\delta_{>2\text{mm}}$  v/v et H.

#### 2.5.5.1. Estimation de $M_v$

La méthodologie d'échantillonnage n'est pas harmonisée dans la base de données de Paris, amenant à certaines estimations, notamment pour  $M_v$ . Pour cette estimation, des PTFs utilisant d'autres paramètres que CCOS (argile, silt ; Bernoux et al., 1998, Tomasella et Hodnett, 1998) ont été testées mais les résultats n'ont pas été concluants, de sorte que seul CCOS a été utilisée. Si l'on considère les couches de surface (0-30 cm de profondeur), l'estimation de  $M_v$  a été relativement performante pour les sols urbains même si RMSPE est plus élevée par rapport à certains résultats trouvés dans la littérature (Kaur et al., 2002). Ceci pourrait être dû à la grande hétérogénéité des valeurs de CCOS à NYC, comparés à ceux de la littérature (les SD de CCOS dans les sous-ensembles d'étalonnage et de validation sont respectivement de 121,6 gC.kg<sup>-1</sup> et 95,6 gC.kg<sup>-1</sup> dans cette étude vs. 3,8 gC.kg<sup>-1</sup> et 4,3 gC.kg<sup>-1</sup> dans Kaur et al., 2002). Par conséquent, la précision des modèles réalisés dans cette étude n'est pas optimale : l'erreur d'estimation de  $M_v$  n'est pas négligeable et la pente est éloignée de la valeur de 1. C'est particulièrement le cas à la profondeur 30-100 cm, pour laquelle les modèles ne sont pas performants. De plus, il n'a pas été possible de valider ce modèle sur les valeurs de Paris étant donné que  $M_v$  n'a jamais été étudiée dans la base de données de Paris. Ainsi, d'après Kaur et al. (2002),  $M_v$  estimée doit être utilisée avec précaution, même si la CCOS obtenue à Paris était comprise dans la gamme de CCOS obtenue à NYC 0-30 cm.

#### 2.5.5.2. Estimation de la teneur volumique en éléments grossiers

L'estimation de  $\delta_{>2\text{mm}}$  v/v dans les sols de NYC et Paris est également limitée. Ce paramètre devrait être étudié plus précisément, dans une optique d'évaluation standardisée et précise du SCOS. En effet, son estimation ici a été basée sur l'hypothèse que la masse volumique réelle des fragments grossiers était de 2,7 g.cm<sup>-3</sup> et que  $M_v$  de la fraction de terre fine était de 1,5 g.cm<sup>-3</sup>. Pourtant, comme on le voit à NYC 0-30 cm, la  $M_v$  moyenne réellement mesurée

dans la terre fine, est plus faible que la valeur d'hypothèse ( $1,2 \pm 0,3 \text{ g.cm}^{-3}$ ) mais proche de  $1,4 \pm 0,4 \text{ g.cm}^{-3}$  à NYC 30-100 cm, et de  $1,6 \pm 0,1 \text{ g.cm}^{-3}$  dans des sols scellés de NYC. De plus, la fraction grossière peut contenir des résidus de macroorganismes (végétaux ou animaux) ou de charbon (notamment dans les sols formés sur les cendres de charbon), dont les valeurs de masse volumique réelle sont généralement très inférieures à  $2,7 \text{ g.cm}^{-3}$ . En outre, dans les sols urbains, l'hypothèse que la fraction grossière ne contient pas de COS est hasardeuse, car dans les villes, les activités humaines fournissent souvent différents types d'artefacts qui peuvent contenir du COS (*e.g.*, cendres de charbon à NYC).

### 2.5.5.3. Épaisseur étudiée

Un autre paramètre important à considérer pour le calcul de SCOS est la profondeur d'étude. Ce travail a montré que la profondeur étudiée ne devrait pas être limitée à 0-30 cm : en effet, à NYC, MCOS est égale à 3,8 TgC dans les 30 premiers cm ; cependant, elle atteint 9,6 TgC pour 0-100 cm de profondeur, soit 2,5 fois la valeur dans 0-30 cm. Finalement, la détermination des paramètres du sol devrait être menée par horizon pédologique, sur au moins 100 cm de profondeur, comme cela a été fait à NYC, afin de prendre en compte la variabilité verticale réelle du sol, qui peut être très hétérogène dans les sols urbains.

### 2.5.5.4. Plan d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage peut affecter les résultats. Tout d'abord, il faut suffisamment d'échantillons pour être représentatif de l'hétérogénéité spatiale du SCOS dans les sols urbains. Un ensemble d'échantillons mal construit pourrait introduire de fortes incertitudes du fait de la comparaison de SCOS entre des jeux de données non équilibrés ou du faible nombre de données comme dans les sols scellés de Paris et de NYC.

Le plan d'échantillonnage à NYC, basé sur les différentes séries de sols, est probablement à l'origine d'une forte hétérogénéité de résultats de CCOS et de SCOS, ce qui concorde avec le CV élevé de ces paramètres dans cette ville. Le choix restreint des échantillons à NYC implique que seul le type de matériau parent ait un effet sur SCOS à NYC 0-30 cm. En effet, si plusieurs répétitions d'échantillonnage avaient été effectuées pour une même série de sols, mais pour différents types d'usage ou types de couvert, les résultats auraient peut-être montré un effet de ces facteurs. Pour être le plus complet possible, les points d'échantillonnage devraient être choisis en tenant compte d'un plus grand nombre de sources potentielles de variabilité : en utilisant notamment la cartographie des types d'usage urbain ou types de couvert.

### 2.5.5.5. *Erreurs liées à la modélisation statistique et géostatistique*

Les modèles géostatistiques nous ont permis de dépasser les limites de la base de données, dans le cas de Paris intra-muros. Néanmoins, ils peuvent tout de même être fortement influencés par les stratégies d'échantillonnage. Par exemple, pour P1, la structure spatiale de la variabilité de SCOS a été plus difficilement expliquée par le modèle que pour P2, amenant la carte de prédiction du SCOS à être plus grossière pour P1 que celle de P2. Cette différence dans les résultats est probablement due à un échantillonnage plus représentatif de la variabilité spatiale dans P2 que dans P1. De plus, les tests réalisés avec ajout de covariables pouvant éventuellement expliquer la répartition spatiale de SCOS, et pouvant ainsi améliorer les modèles de krigeage, n'ont pas été concluants. Ceci montre probablement les limites de la prédiction spatiale pour les sols urbains, très hétérogènes, à partir de données elles-mêmes très hétérogènes. Cependant, malgré les erreurs potentielles liées à la méthode, la valeur de SCOS calculée par méthodes géostatistiques demeure la plus précise pour Paris intra-muros. En effet, la prédiction géostatistique permet de dépasser l'échelle de la base de données et de se placer à l'échelle de la ville, par prédiction des SCOS aux points non étudiés. Notons néanmoins que le SCOS moyen obtenu à partir du modèle géostatistique reste du même ordre de grandeur que celui calculé à partir de la base de données ( $9,5 \pm 1,0 \text{ kgC.m}^{-2}$  vs.  $10,4 \pm 4,1 \text{ kgC.m}^{-2}$ ).

Enfin, les modèles GBM et Cubist ont amené à des résultats divergents de covariables explicatives, que ce soit avec ou sans totN. Avec totN, les deux modèles montrent que pH, Mg, Sable font partie des paramètres les plus prédictifs du SCOS en revanche, l'arrondissement n'est pas une covariable importante pour Cubist, contrairement à GBM. Sans totN, l'ordre entre les covariables change pour les deux modèles puisque totN n'écrase plus l'importance prédictive des autres covariables telle que Mg qui devient la variable la plus explicative. Dans les deux modèles, le bore,  $Z_{NDTPA}$ ,  $F_{EDTPA}$  font partie des cinq variables les plus corrélées à SCOS. Les modèles se distinguent pour l'arrondissement, important pour GBM mais moins pour Cubist, et pour le sable, important pour Cubist mais moins pour GBM. Cette difficulté à classer les covariables pourrait être expliquée par la forte hétérogénéité des propriétés des sols urbains, rendant difficile de proposer une tendance universelle entre les modèles. Enfin, les limites liées à la méthodologie dans cette étude, peuvent représenter un frein pour l'optimisation des modèles, même si les deux modèles ont montré une performance intéressante, même sans totN ( $R^2_{adj} = 0,73$  dans les deux cas).

### 2.5.5.6. *Manque de données sur la dynamique*

Les résultats de ce chapitre ont été obtenus à un instant donné pour un point d'échantillonnage, même si deux périodes de temps ont été étudiées. Cependant, comme le montre l'étude de Bae et Ryu (2015), les changements de types d'usage et de couvert peuvent avoir un impact important et rapide sur les propriétés du sol, y compris sur CCOS. Ces changements d'occupation et de couverts se produisent souvent dans l'environnement urbain, car les villes sont en constante évolution. Les activités humaines au sein de ces villes sont très hétérogènes et conduisent souvent à différents apports de matériaux dans les sols et notamment différents types de MOS (par exemple, la présence de charbon, plus récalcitrant) qui devraient être étudiées en détail. De plus, un type d'usage ou de couvert est source d'émission de CO<sub>2</sub>, par respiration microbienne, en lien avec la forte intensité de gestion des espaces verts, ce qui peut induire des bilans négatifs à l'échelle des espaces verts. Ainsi, ce chapitre a montré que les SCOS et MCOS des sols urbains ouverts pouvaient être supérieurs ou équivalents à ceux des sols forestiers, mais les émissions de CO<sub>2</sub> par les sols des espaces verts, qui n'ont pas été étudiées ici, sont certainement également plus élevées qu'en forêt. Ainsi, il serait nécessaire de quantifier les flux de COS à l'échelle de la ville pour évaluer la contribution effective du sol urbain au stockage net de COS et plus largement à l'atténuation du changement climatique.

## 2.6. Synthèse du chapitre

Les travaux de ce chapitre nous ont permis de mettre en évidence une disponibilité de données préexistantes sur les sols urbains à l'échelle du territoire. Néanmoins, leur hétérogénéité a représenté une limite pour leur exploitation, et une seule aire urbaine, la MGP, a pu être étudiée. Les données de COS de la MGP ont pu être complétées (par la mise en place de PTF pour prédire M<sub>v</sub>) et comparées à celle de la ville de NYC. Nous avons donc mis en évidence des SCOS similaires dans les sols ouverts végétalisés et dans les sols scellés entre ces deux villes à 0-30 cm de profondeur. La contribution des sols ouverts à 0-30 cm est supérieure à celle des sols agricoles environnants ; en revanche celle des sols scellés à 0-30 cm est très faible. Nous avons également mis en évidence l'importante contribution des sols profonds (ouverts et scellés) dans le stock global de carbone organique, qui s'est révélée supérieure à celle des sols forestiers environnants. L'étude spécifique de Paris intra-muros nous a permis de mettre en avant un fort effet de l'histoire du site (et plus généralement de la ville) sur la répartition spatiale de SCOS. Néanmoins, nos résultats ont suggéré que les pratiques de gestion (et leur évolution)

## CHAPITRE 2. Stock du carbone à l'échelle de la ville

avaient un effet sur l'évolution temporelle du SCOS, à l'échelle de la ville. A travers la comparaison entre la MGP et NYC, ainsi que l'étude spécifique de Paris intra-muros, nous avons pu distinguer les sols en fonction de l'intensité de leur gestion. Les sols intensivement entretenus (généralement dans les parcs) semblent présenter un SCOS plus homogène (voire plus élevé pour la MGP) que le SCOS des sols urbains naturels en matière de gestion (par exemple dans les friches). Finalement, les limites de l'étude, notamment dues à l'hétérogénéité des données ou au manque d'échantillons (notamment pour les sols scellés) ont été discutées. Cette approche nous a finalement permis de discuter de la méthodologie pour le suivi du SCOS dans les sols urbains. La figure 39 montre la démarche adoptée dans ce travail avec les principaux résultats mis en avant.

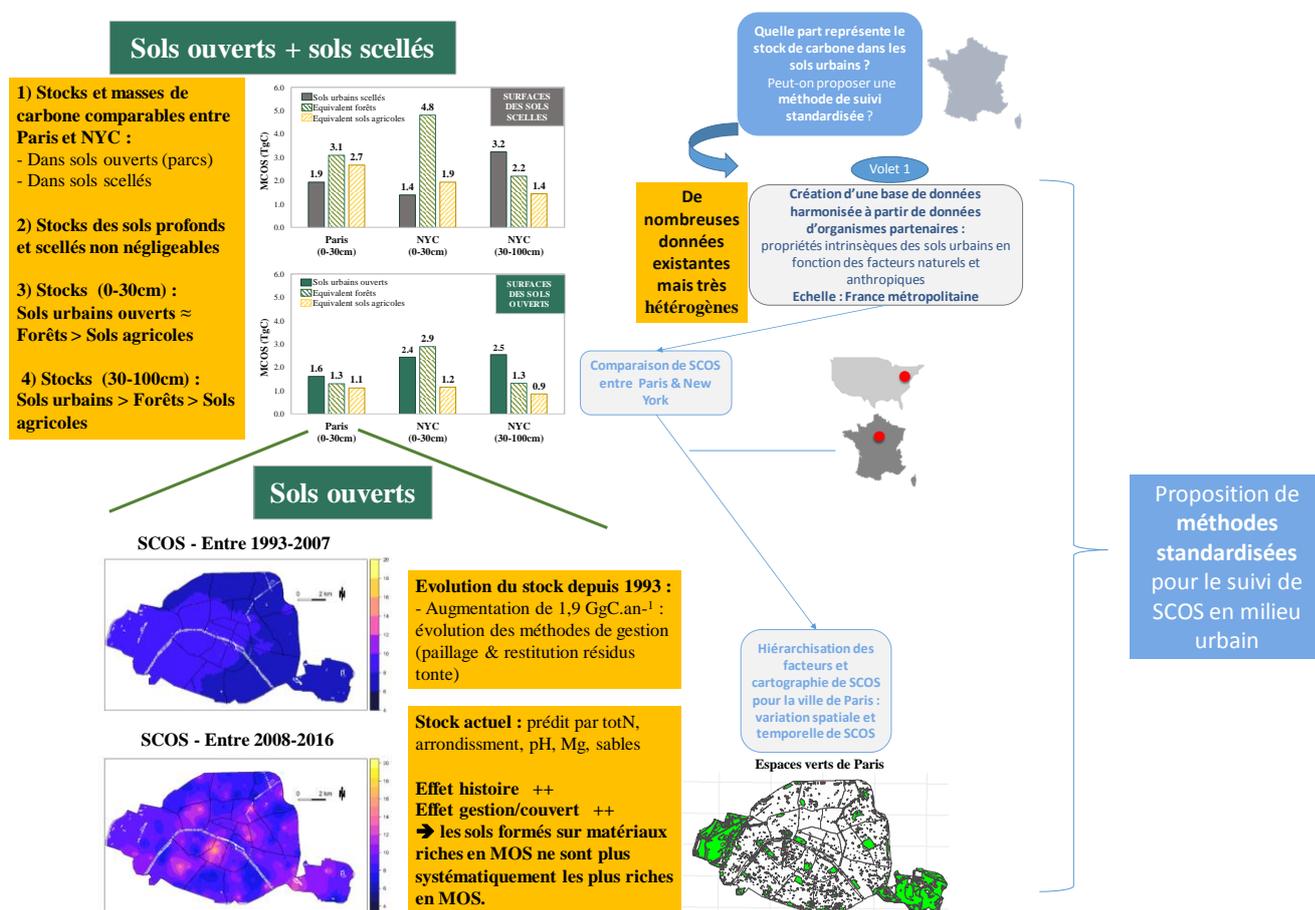


Figure 39. Synthèse du travail réalisé dans le chapitre 2 : « Estimation du stock de carbone organique et des facteurs influençant sa répartition, à l'échelle de la ville ».



## **CHAPITRE 3.**

---

### Etude du carbone organique à l'échelle du profil de sol, dans différentes villes françaises

---

*Les travaux réalisés pour ce chapitre ont pu être menés grâce à la collaboration de Victor Allory (stage M2 sur la prédiction des CCOS et SCOS à partir de spectres acquis par spectroscopie visible et proche infrarouge in situ et au laboratoire), en partenariat avec des collègues de l'UMR Eco&Sols (Bernard Barthès, Patricia Moulin) pour l'acquisition des spectres, avec l'UMR Agroécologie pour l'analyse des communautés microbiennes (Lionel Ranjard, Sébastien Terrat, Samuel Dequiedt, Virginie Nowak, Charles Guillard), le LSE (Adeline Bouchard, Lucas Charrois, Stéphanie Ouvrard) ainsi que Delphine Derrien (Centre Grand-Est, Nancy, unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers-BEF), pour le fractionnement granulométrique et les analyses de carbone ; l'équipe de l'unité EPHor (Claudie Mazzega, Yvette Roussel, Dominique Renard, Christophe Ducommun), et les services « espaces verts » du Grand Nancy, de Nantes et de Marseille.*

Les travaux du chapitre précédent ont mis en évidence la nécessité d'étudier le COS à l'échelle du profil de sol, en suivant une approche pédologique et en mettant en œuvre une méthode standardisée. Si le SCOS dans les parcs semble homogène entre les villes, il reste à la fois influencé par le mode de gestion actuel et l'historique des pratiques. Quant aux sols scellés, ils semblent présenter un SCOS relativement homogène et comparable à celui des sols profonds ouverts. Les travaux proposés pour ce chapitre (Figure 40) s'appuient donc sur les conclusions du chapitre précédent afin de les tester dans un contexte de terrain. Ils visent également à approfondir les connaissances sur le SCOS et sur la stabilité de la MOS dans les sols urbains. Pour cela, trois aires urbaines françaises, aux conditions pédoclimatiques et aux histoires contrastées, ont été étudiées : Marseille-Aix-en-Provence, la Métropole du Grand Nancy et Nantes. Notre hypothèse est que le SCOS et la stabilité de la MOS (notamment en lien avec les activités microbiennes des sols) sont influencés par le type d'usage et le degré d'anthropisation des sols. Ainsi, les objectifs de ce chapitre sont de quantifier le SCOS par des approches analytiques classiques et d'expliquer le déficit de carbone dans chacun des sites étudiés. La spectroscopie visible et proche infrarouge, méthode alternative, non destructive, rapide et peu coûteuse, a été testée pour son potentiel à être appliquée à des sols très hétérogènes. Puis, l'étude des fractions de la MOS et des communautés microbiennes a pour objectif de mieux comprendre le processus de stabilisation du SCOS en milieu urbain.

Ce chapitre vise à répondre aux questions suivantes :

1. Quel est le **stock de carbone à l'échelle du profil** de sol à un instant t, pour différentes catégories d'usage et dans différentes villes françaises?
2. Quel est le **degré de stabilité** des matières organiques des sols urbains ?
3. Quelles sont les **biomasses et communautés microbiennes**, intervenant dans la dynamique du carbone organique dans les sols urbains ?
4. Les **méthodes traditionnellement développées pour l'étude des sols** sont-elles applicables en milieu urbain ?



**Figure 40. Démarche adoptée dans le chapitre 3.**

*Le travail mené dans le cadre du stage M2 de Victor Allory sur la prédiction des CCOS et SCOS à partir de spectres acquis par spectroscopie visible et proche infrarouge in situ et au laboratoire a fait l'objet d'un article, prochainement soumis : « Quantification of soil organic carbon stock in urban soils using visible and near infrared reflectance spectroscopy (VNIRS) » par Victor Allory, Aurélie Cambou, Laure Vidal-Beaudet, Patricia Moulin, Christophe Schwartz, Patrice Cannavo, Bernard G. Barthès*

### 3.1. Méthodes d'échantillonnage et d'analyses à l'échelle du profil de sol pour différentes villes et pour différents types d'usages

#### 3.1.1. Description des zones d'étude

##### 3.1.1.1. *Aires urbaines sélectionnées*

Les trois aires urbaines sélectionnées pour l'étude du SCOS à l'échelle du profil de sol sont celles de Marseille-Aix en Provence, Nancy et Nantes. D'après l'INSEE, l'aire urbaine de Marseille-Aix-en-Provence est composée de 106 communes, dont les principales sont Marseille et Aix-en-Provence. Sa superficie est de 3 173 km<sup>2</sup> et elle comptait 1 752 398 habitants en 2015, faisant d'elle la 3<sup>ème</sup> aire urbaine de France, après celles de Paris et Lyon. L'aire urbaine de Nancy est composée de 225 communes, dont la principale est Nancy. Elle s'étend sur une superficie de 2 367 km<sup>2</sup>. Avec 435 336 habitants, en 2015, elle est la 20<sup>ème</sup> aire urbaine de France. L'aire urbaine de Nantes, organisée autour de la ville de Nantes, est composée de 108 communes. Elle s'étend sur une aire de 3 405 km<sup>2</sup>. Elle était peuplée, en 2015, de 949 316 habitants, faisant d'elle la 8<sup>ème</sup> aire urbaine française.

##### 3.1.1.2. *Description spécifique de Marseille, Grand Nancy, Nantes*

La commune de Marseille, Préfecture du Département des Bouches-du-Rhône (13) et de la Région Provence-Alpes-Côte d'Azur est la deuxième ville la plus peuplée de France, avec 861 635 habitants (INSEE 2015). Cette ville est caractérisée par une superficie élevée (241 km<sup>2</sup>), tout en présentant une densité de population plutôt faible (3 581 hab.km<sup>-2</sup>; INSEE 2015) puisque près de la moitié de la superficie de la ville est en territoire naturel inconstructible (Parc National des Calanques).

La Métropole du Grand Nancy, située dans le Département de Meurthe et Moselle (54), dans la région Grand Est, comprend la ville de Nancy et son agglomération. Elle est constituée, au total, de 20 communes. Elle comptait, en 2015, 256 558 habitants sur une superficie de 142 km<sup>2</sup>, ce qui correspond à une densité de 1 803 hab.km<sup>2</sup> (INSEE 2015). Le Grand Nancy, sera, par soucis de simplification, appelé « Nancy » dans la suite de l'étude.

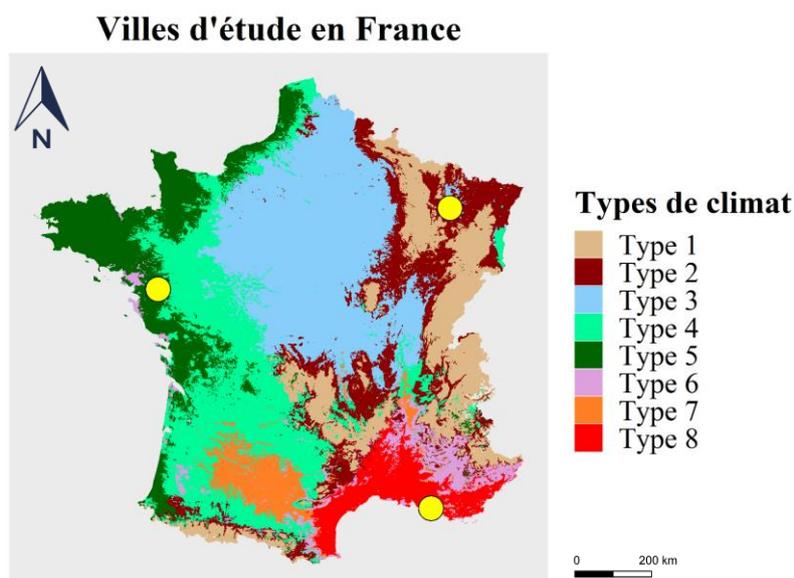
Nantes est la Préfecture du Département de Loire-Atlantique (44) et de la Région des Pays de la Loire. La commune de Nantes comprenait, en 2015, 303 382 habitants et était la huitième commune la plus peuplée de France. Sa superficie atteint 65 km<sup>2</sup>, et sa densité de population, 4 653 hab.km<sup>-2</sup> : elle est donc supérieure à celle de Marseille et de Nancy.

### 3.1.1.3. *Des climats contrastés*

Les aires urbaines étudiées sont caractérisées par des conditions climatiques différentes (Figure 41). Selon la classification des climats de Joly et al. (2010) :

- Marseille appartient au type climatique 8 ou climat méditerranéen franc. La température annuelle moyenne est de 14,5°C et l'amplitude annuelle moyenne est élevée (10,0-19,7°C). Le cumul annuel des précipitations est faible avec un été aride mais un hiver plutôt bien arrosé (précipitations moyennes annuelles = 529,9 mm ; 43 à 80 jours de précipitations > 1 mm d'eau). La durée d'ensoleillement est de 2 838 heures.an<sup>-1</sup> (Infoclimat 1921-2017).
- Nancy appartient au type climatique 2 ou climat semi-continentale. La température moyenne annuelle est de 10,0°C, et les températures minimales et maximales moyennes sont respectivement de 6,2 et 14,6°C (Infoclimat 1973-2018). Quant aux précipitations, elles sont de 699 mm.an<sup>-1</sup>, avec 96 à 148 jours ayant des précipitations > 1 mm. La durée d'ensoleillement est de 1790 heures.an<sup>-1</sup> (Infoclimat 2000-2017).
- Nantes appartient au type 5 ou un climat océanique franc. La température moyenne annuelle est de 12,3°C et les températures minimale et maximale moyennes respectives de 8,2°C et 16,7°C (Infoclimat 1973-2017). Les précipitations fréquentes sont de 756 mm.an<sup>-1</sup> avec 88 et 147 jours de précipitations > 1 mm d'eau (Infoclimat 1990-2017). La durée d'ensoleillement est de 2 004 heures.an<sup>-1</sup> (Infoclimat 2000-2017).

Ainsi, les températures annuelles moyennes et la durée annuelle d'ensoleillement, décroissent, dans l'ordre des villes suivant : Marseille, Nantes, Nancy. La pluviométrie est la plus élevée à Nantes, bien qu'il pleuve plus fréquemment à Nancy. Si la pluviométrie est minimale à Marseille, elle y est le résultat de pluies intenses concentrées sur quelques jours.



**Figure 41. Répartition des villes étudiées dans le chapitre 3 sur la carte climatique de la France métropolitaine (hors Corse) – Source : Base de données climatiques communales 2009. THEMA Université de Franche-Comté, CNRS UMR6049 (F-25000 Besançon) /CESAER INRA UMR1041 (F-21000 Dijon) ; d'après Météo France 1971-2000. Carte réalisée sur R (R Core team, 2017), grâce aux packages rgdal, ggplot2, raster, ggsn (Baquero, 2017; Bivand et al., 2014; Hijmans et van Etten, 2014; Wickham, 2010)**

#### 3.1.1.4. Des caractéristiques géologiques différentes

Marseille est incluse dans un bassin Oligocène caractérisé par des dépôts Oligocènes (*e.g.*, marnes argileuses, sables, grès ; Stampien), d'origine fluvio-lacustre, pouvant atteindre 1 000 mètres d'épaisseur, notamment dans les quartiers nord de Marseille. Dans toute la partie sud du bassin de Marseille, le Stampien est recouvert par des alluvions (éboulis ; Dellery et Zanfony, 1971).

Nancy se distingue en trois unités géologiques, en lien avec des caractéristiques topographiques différentes. Premièrement, la ville de Nancy est constituée d'alluvions (sable, graviers et galets). Deuxièmement, le coteau est majoritairement formé de différentes couches qui se superposent : argiles recouvertes d'une couche ferrugineuse elle-même sous une couche calcaire. Enfin, le plateau de Brabois est recouvert d'une épaisse couche de calcaires variant de 100 mètres à plus de 130 mètres selon les endroits (Agence de développement et d'urbanisme de l'aire urbaine nanceinne, 2007).

Nantes est située à l'intersection de trois rivières : l'Erdre, la Sèvre et la Loire, où le socle granitique, qui recouvre une grande partie des massifs armoricains s'abaissant d'Ouest en Est, affleure. La ville a donc pour assise un socle cristallin dont les fractures hercyniennes (330 à 240 millions d'années avant l'époque actuelle) favorisent l'écoulement de rivières dont le lit est fortement incisé au niveau des confluences. Le couloir de la Loire est finalement colmaté par

des alluvions récentes et anciennes et traverse les roches granitiques du Sillon de Bretagne, et des gneiss (Feuille de Nantes, BRGM).

Les formations géologiques anciennes et les sols qui en ont résulté, suite à des pédogénèses naturelles, ont probablement subi des transformations majeures par les activités humaines qui se sont succédées au fil du temps dans ces trois agglomérations. L'histoire des villes peut donc constituer un indicateur des modifications possibles de ces sols.

#### *3.1.1.5. Des histoires divergentes*

Marseille fut fondée en 600 av. J.-C., et devint la principale ville grecque de la Méditerranée occidentale, car elle constituait la principale porte de communication entre les civilisations grecque et gauloise. Cette ville a connu une forte expansion au cours du XIX<sup>ème</sup> siècle, grâce au développement industriel et commercial. Cette expansion a été perturbée après la Seconde Guerre mondiale, mais la ville a retrouvé une position économique importante à la fin du XX<sup>ème</sup> siècle.

Nancy a une origine médiévale (XI<sup>ème</sup> siècle) et la cité a lentement évolué au Moyen-Âge. Au début du XVIII<sup>ème</sup> siècle, une politique d'embellissement a métamorphosé la ville par de nombreuses constructions. En 1766, Nancy est devenue française et sa physionomie a été de nouveau modifiée durant la deuxième moitié du XIX<sup>ème</sup> siècle. La défaite de 1870, suivie de l'annexion de la Moselle et de l'Alsace, a été déterminante, car elle a amené de nombreux réfugiés dans la ville qui s'est alors densifiée. La zone industrielle s'est installée près du canal à l'Est et les nouveaux quartiers près du chemin de fer à l'Ouest.

Nantes est une ville ancienne conquise par les Romains en 56 av. J.-C. Cependant, les infrastructures urbaines encore observables datent du Moyen Âge. Au XVIII<sup>ème</sup> siècle, les berges de la Loire ont été conçues, et de nombreux lieux et bâtiments ont été construits ; l'axe principal de la ville actuelle date de cette période. Entre le XIX<sup>ème</sup> siècle et la Seconde Guerre mondiale, la ville s'est développée concentriquement. En 1943, de nombreux bombardements ont partiellement détruit la ville. Nantes se caractérise actuellement par un fort développement urbain, avec les quartiers les plus résidentiels situés en banlieue, mais aussi avec de nombreux centres commerciaux, tertiaires et de nombreux espaces verts (10,5 km<sup>2</sup>, soit 16 % de la ville).

### 3.1.2. Sites d'étude

Les travaux du chapitre 2, ont permis de mieux connaître trois catégories de sols en termes de couvert et de gestion : les sols d'espaces verts entretenus (EV+), représentatifs du milieu urbain ; les sols d'espaces verts non entretenus (EV-) ; les sols scellés, très pauvres en COS (Scellé). Ces catégories ont donc été choisies en émettant l'hypothèse que leurs SCOS et leur dynamique de COS sont différents.

Au total, sept sites ont fait l'objet d'investigations. A Marseille, le Parc Borély et le Site de Sainte-Marthe ; à Nancy, le Parc de la Pépinière, une ancienne friche industrielle et un sol scellé (trottoir) ; à Nantes le Cimetière Parc et un sol scellé (trottoir et parking). Ces sites sont décrits dans le tableau 16.

### CHAPITRE 3. Carbone organique à l'échelle du profil de sol

**Tableau 16. Description des sites d'étude dans les villes de Marseille, Nancy et Nantes.**

Désignation site	Site	Coordonnées	Soce	Dates création / rénovation	Surface occupée	Couvert végétal	Entretien végétation
<b>Marseille EV+</b>	Parc Borély	43°15'39.62"N 5°22'55.83"E	Alluvions fluviales récentes (sables, limons, graviers, galets)	création 1860-1880	17 ha	Pelouse, arbres isolés, bosquets	Tonte sans ramassage et arrosage automatique quotidien depuis 1970 et feuilles non ramassées depuis 1950
<b>Marseille EV-</b>	Friche urbaine Sainte-Marthe	43°20'35.38 "N; 5°24'2.01 "E	Tufs, conglomérats, argiles, marnes, grès	perturbation 2009-2011, aménagement 2013*	3,4 ha	Prairie spontanée et arborée	/
					< 1 ha	Bosquet, broussailles	
<b>Nancy EV+</b>	Parc de la Pépinière	48°41'47.40" N ; 6°11'0.23" E	Alluvions (argiles, limons, sables, graviers, galets) + remblais	création 1765, rénovation 1840	22 ha	Pelouse, arbres isolés	Tonte sans ramassage (été ; 2-3 fois par an) ; pas d'apport organique ni irrigation depuis 2-3 ans ; pelouse en place depuis > 2000
<b>Nancy EV-</b>	Friche urbaine Plateau de Haye	48°42'32.06" N ; 6° 8'52.27" E	Calcaires, marnes	Carrière calcaire 1925-1980 ; apport terre végétale 2010	1,7 ha	prairie spontanée, buissons	/
<b>Nancy Scellé</b>	Sol scellé ; coteau Villers-lès-Nancy	48°40'6.25" N ; 6° 8'52.08" E	Marnes sableuses et à septaria, schistes cartons	création 2000 ou avant*	40 m <sup>2</sup>	/	/
<b>Nantes EV+</b>	Cimetière Parc (partie parc)	47°16'14.77" N ; 1°34'58.16" O	Recouvrement de plateau (limons, graviers, argiles)	création 1976-1979 (sur sols cultivés : maïs, blé, betterave)	50 ha	pelouse, haies	Tonte tous les 15 jours (hiver : ramassage ; à partir du printemps : mulching) ; pas d'apport organique ni irrigation, pelouse en place depuis 1977
<b>Nantes EV-</b>	Cimetière Parc (partie prairie/bois)	47°16'14.77" N ; 1°34'58.16" O				prairie spontanée, bois urbain	/
<b>Nantes Scellé</b>	Sol scellé Gare de Nantes	47°13'2.02"N ; 1°32'37.40"O	Remblais sableux	création 1960*	0,3 ha	/	/

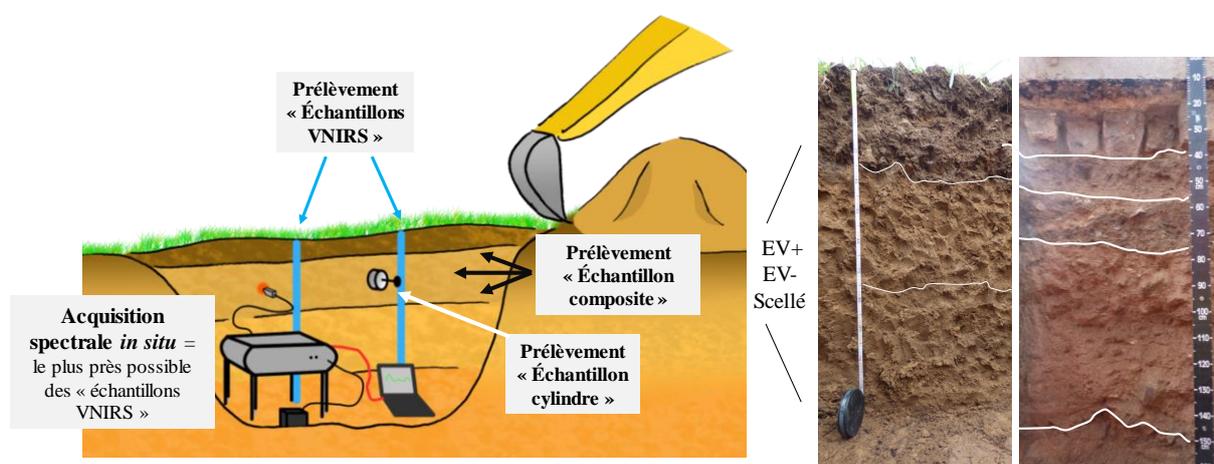
\*d'après l'étude des photographies historiques par satellite (Google Earth)

### 3.1.3. Méthodes d'échantillonnage

Sur chaque site, entre une et quatre fosses (selon les conditions d'échantillonnage) d'un mètre de long et d'un mètre de large, ont été creusées à l'aide d'une pelleuse. Les profils de sol ont été décrits et échantillonnés par horizon pédologique observé (entre deux et sept horizons par profil ; Annexes 20 à 22). La classification des horizons et des profils de sol, basée sur le RPF (Arrouays et al., 1995 ; Baize et al., 2009), a été menée *a posteriori*, à partir des photos des profils et des résultats d'analyses.

Après description du profil, un échantillon composite de chaque horizon a été prélevé sur l'ensemble de la largeur du profil (« échantillon composite »). Un échantillon non perturbé a été également prélevé, à l'aide d'un cylindre de 0,25 L, au centre de chaque horizon (« échantillon cylindre »). Dans les villes de Nantes et Marseille, deux ou trois échantillons de sol ont été prélevés localement dans chaque horizon (« échantillons VNIRS »). Ces échantillons sont associés à des acquisitions spectrales avec l'objectif de prédire CCOS et SCOS (par VNIRS).

La figure 42 résume les différentes étapes d'échantillonnage pour chaque profil ; le tableau 17 présente les profils de sol étudiés ainsi que les analyses associées.



**Figure 42.** Etapes d'échantillonnage et acquisitions spectrales dans chaque profil des sites EV+, EV- et scellés, avec les photos de deux exemples de profils étudiés (dessin de la fosse adapté du rapport de stage de Victor Allory ; données non publiées).

Quelques horizons n'ont pas pu être échantillonnés car ils étaient trop fins ou encore trop riches en éléments grossiers (Annexes 20, 21, 22). Au total, 22 fosses ont été étudiées ; 64 échantillons composites ; 64 échantillons cylindre et 137 échantillons VNIRS, ont été prélevés.

### CHAPITRE 3. Carbone organique à l'échelle du profil de sol

**Tableau 17. Présentation des profils décrits, échantillonnés et analysés pour les différents paramètres (« microbio » signifie microbiologique).**

Site d'étude	Couvert	Profil	Classification	Profondeur fosse (cm)	Echantillon composite				Echantillon VNIRS		Echantillon cylindre			Référence
					Chimie, granulométrie	CCOS, SCOS	Fractions MOS	Etude microbio.	Spectres ( <i>in situ</i> / labo)	CCOS, SCOS	M <sub>v</sub>	Hp	δ <sub>&gt;2mm</sub>	
<b>Marseille EV+</b>	Pelouse	A	Fluvisol transformé	70	×	×	×	×	×	×	×	×	×	Annexe 20
	Pelouse	B	Fluvisol transformé	80	×	×	×	×	×	×	×	×	×	
	Bosquet	C	Fluvisol transformé	85	×	×			×	×	×	×	×	
	Bosquet	D	Fluvisol transformé	80	×	×			×	×	×	×	×	
<b>Marseille EV-</b>	Prairie	A	Fluvisol brunifié	110	×	×			×	×	×	×	×	Annexe 20
	Prairie	B	Fluvisol brunifié	100	×	×			×	×	×	×	×	
	Broussailles	C	Fluvisol brunifié rédoxique	115	×	×			×	×	×	×	×	
<b>Nancy EV+</b>	Pelouse + arbre	-	Anthroposol reconstitué	90	×	×	×	×			×	×	×	Annexe 21
<b>Nancy EV-</b>	Prairie	A	Anthroposol artificiel	85	×	×					×	×	×	Annexe 21
	Prairie	B	Anthroposol artificiel	120	×	×					×	×	×	
	Prairie	C	Anthroposol artificiel	85	×	×					×	×	×	
	Prairie	D	Anthroposol artificiel	100	×	×					×	×	×	
<b>Nancy Scellé</b>	Enrobé	A	Anthroposol artificiel scellé	90	×	×	×	×			×	×	×	Annexe 21
	Enrobé	B	Anthroposol artificiel scellé	90	×	×	×	×			×	×	×	
<b>Nantes EV+</b>	Pelouse	A	Brunisol redoxisol bilithique	125	×	×	×	×	×	×	×	×	×	Annexe 22
	Pelouse	B	Brunisol redoxisol bilithique	110	×	×	×	×	×	×	×	×	×	
<b>Nantes EV-</b>	Prairie + arbre	A	Brunisol redoxisol bilithique	110	×	×			×	×	×	×	×	Annexe 22
	Prairie	B	Anthroposol reconstitué	105	×	×			×	×	×	×	×	
<b>Nantes Scellé</b>	Enrobé + pavé	A	Anthroposol artificiel scellé	160	×	×	×	×	×	×	×	×	×	Annexe 22
	Enrobé	B	Anthroposol artificiel scellé	160	×	×			×	×	×	×	×	
	Enrobé	C	Anthroposol artificiel scellé	115	×	×	×	×	×	×	×	×	×	
	Enrobé	D	Anthroposol artificiel scellé	110	×	×	×	×	×	×	×	×	×	

#### 3.1.4. Méthodes d'analyses conventionnelles

##### 3.1.4.1. Echantillons VNIRS

Sur les échantillons prélevés à Marseille et à Nantes, seuls CCOS et SCOS ont été déterminés. La CCOS a été déterminée sur les échantillons séchés à l'air, tamisés à 2 mm puis broyés à 0,2 mm, en suivant deux méthodes. La première est basée sur la différence entre totC et la concentration en carbone inorganique du sol (CCIS ; obtenue à partir de totCaCO<sub>3</sub>). Dans ce cas, totC a été déterminée, en suivant la norme NF ISO 10694 (AFNOR, 1995a) : analyse élémentaire après combustion sèche (analyseur élémentaire CHN utilisé : Flash EA 1112, CE Instruments, Rhodano, Italie). La CCIS a été analysée par calcimétrie volumétrique (AFNOR, 2014). La seconde méthode a été la combustion sèche après décarbonatation par l'acide chlorhydrique (HCl : 10 µL de HCl 4M pour 25 mg de sol). La première méthode, par différence, vraisemblablement plus précise, a été utilisée pour les échantillons riches en carbone inorganique (CCIS > 15 g.kg<sup>-1</sup>), et la seconde, basée sur l'analyse de CCOS directement après décarbonatation, a été utilisée pour les échantillons pauvres en carbone inorganique (CCIS < 15 g.kg<sup>-1</sup>). Les échantillons de sol prélevés au cylindre ont été séchés à l'air puis tamisés à 2 mm, pour séparer les fractions fines des fractions grossières. Les teneurs massiques en fraction fine ( $\delta_{<2\text{mm}}$  w/w) et en fraction grossière ( $\delta_{>2\text{mm}}$  w/w) ont été déterminées après séchage à 105°C, pendant au moins 48 h. L'humidité massique a pu donc être estimée selon l'équation suivante :

$$H_p = \frac{m_{\text{eau}}}{m_{\text{sol sec}}} \times 100,$$

Avec  $m_{\text{eau}}$ , la masse d'eau (g) contenue dans l'échantillon et déterminée par différence de la masse de sol frais et de la masse de sol séché à 105°C, pendant au moins 48h ( $m_{\text{sol sec}}$  ; g).

Le volume d'éléments grossiers a été mesuré dans une éprouvette graduée partiellement remplie d'eau. Pour les échantillons VNIRS, le SCOS a été dans un premier temps calculé et prédit en gC.dm<sup>-3</sup> (Eq. 1.1 à Eq. 4, présentées en section 1.8.1, ont donc été utilisées, mais sans effectuer le produit par l'épaisseur de sol ; « e »). Puis, afin de tester la performance de VNIRS à l'échelle de l'horizon, SCOS a été exprimé en kgC.m<sup>-2</sup>, en multipliant le résultat en gC.dm<sup>-3</sup> (mesuré et prédit) par l'épaisseur « e » (dm) de chaque horizon. Ensuite, le SCOS cumulé du profil de sol a été calculé en additionnant les SCOS (kgC.m<sup>-2</sup>), mesurés et prédits, de chaque horizon du profil. Concernant les sols scellés, le calcul de SCOS ne tient pas compte des couches imperméables (profondeur 0 au début du profil pédologique de sol).

Il convient de rappeler que pour chaque horizon, les CCOS déterminées sur deux ou trois échantillons VNIRS ont été combinées aux masse et volume mesurés sur un seul échantillon prélevé au cylindre, au centre de l'horizon (et considéré comme représentatif de l'horizon).

#### 3.1.4.2. Echantillons composites

##### Analyse des propriétés chimiques, physiques et du carbone organique par échantillon

Les échantillons obtenus par horizon ont permis de réaliser différentes analyses. Les CCOS,  $M_v$  et SCOS ont été déterminés de la même manière que pour les échantillons VNIRS.

Les analyses chimiques des échantillons tamisés à 2 mm ont été réalisées par le Laboratoire d'Analyses des Sols d'Arras (INRA). Ces analyses, décrites dans l'Annexe 23, ont permis de déterminer les teneurs en sables grossiers (200 à 2000  $\mu\text{m}$ ) sables fins (50 à 200  $\mu\text{m}$ ), limons grossiers (20 à 50  $\mu\text{m}$ ), limons fins (2 à 20  $\mu\text{m}$ ), et argiles (<2  $\mu\text{m}$ ). Le pH de l'eau a également été mesuré, ainsi que  $\text{totCaCO}_3$ , le calcaire actif ( $\text{actCaCO}_3$ ;  $\text{g.kg}^{-1}$ ), le phosphore assimilable (noté  $P_{\text{Olsen}}$ ,  $\text{g P}_2\text{O}_5.\text{kg}^{-1}$ ), la capacité d'échange cationique (CEC,  $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ ) ainsi que les éléments échangeables (Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al ; ici en  $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ ) et la conductivité électrique totale (CE ;  $\text{mS.cm}^{-1}$ ). Finalement, les éléments traces métalliques (ETM) suivants ont été déterminés : chrome, cuivre, nickel, zinc, cobalt, plomb, cadmium, thallium et molybdène (respectivement  $\text{totCr}$ ,  $\text{totCu}$ ,  $\text{totNi}$ ,  $\text{totZn}$ ,  $\text{totCo}$ ,  $\text{totPb}$ ,  $\text{totCd}$ ,  $\text{totTl}$ ,  $\text{totMo}$  ;  $\text{mg.kg}^{-1}$ )

Ces échantillons obtenus par horizon nous ont permis d'étudier globalement les corrélations linéaires entre SCOS et les autres paramètres du sol étudiés pour ces sols. La fonction de pédotransfert (PTF) utilisée dans le chapitre précédent (section 2.2.4) pour estimer  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ v/v}$  à partir de  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ w/w}$  a été testée sur ces échantillons, toutes profondeurs confondues. De plus, la PTF permettant d'estimer  $M_v$  à partir de CCOS (section 2.2.4), a également été testée, séparément entre les échantillons prélevés entre 0 et 30 cm de profondeur et ceux prélevés à plus de 30 cm de profondeur. Les mêmes indicateurs de performance ont été utilisés pour valider les modèles ( $R^2_{\text{adj}}$ , RMSPE, Pente).

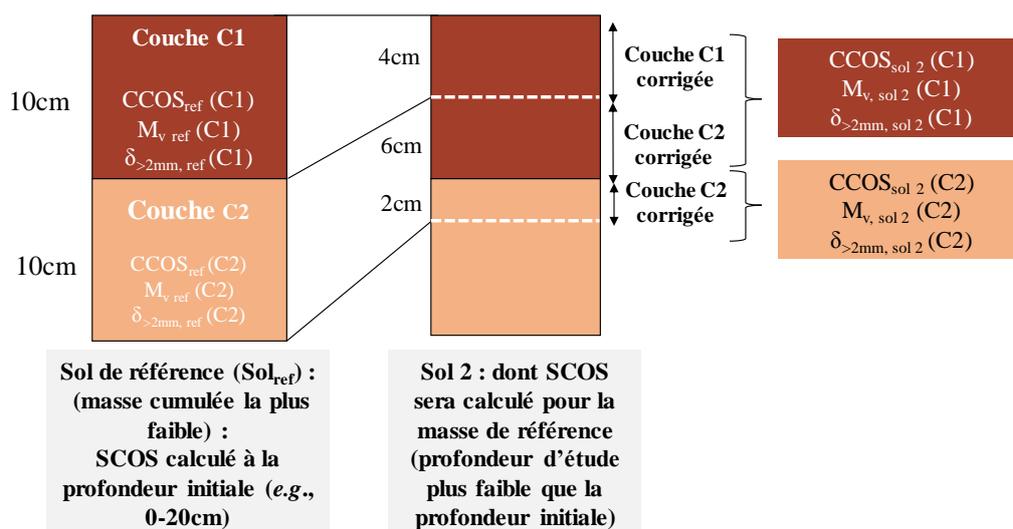
#### 3.1.4.3. Calcul des paramètres par couche de sol

Tous les paramètres ont été analysés par horizon, à partir des échantillons composites. Cependant, pour permettre la comparaison des SCOS entre les profils de sol, il est nécessaire de se placer à profondeur ou à masse équivalente.

Dans un premier temps, afin de comparer SCOS avec les résultats obtenus dans la Métropole du Grand Paris (MGP) et New York City (NYC), la démarche a été harmonisée avec celle

adoptée pour la base de données de NYC : CCOS a été calculé pour 0-30 cm, et pour 30-100 cm, par une moyenne pondérée. Le SCOS ( $\text{kgC}\cdot\text{m}^{-2}$ ) a d'abord été calculé par horizon (à partir des Eq. 1.1 à Eq. 4 ; section 1.8.1), puis pour chaque profil, par addition des SCOS de chaque horizon ayant pu être prélevés. Le site Nancy EV- n'a été étudié que sur 0-30 cm de profondeur (les horizons compris entre 30/40 cm et 100 cm de profondeur très riches en éléments grossiers minéraux n'ont pas pu être échantillonnés). Pour les autres profils où tous les échantillons n'ont pas pu être prélevés, deux hypothèses ont été émises : (1) SCOS est négligeable dans les horizons très chargés en éléments grossiers minéraux comme pour Nantes Scellé et (2) CCOS du dernier horizon est homogène jusqu'à 100 cm de profondeur même si la profondeur décrite et échantillonnée s'arrête à 70 cm.

Dans un second temps, le SCOS a été calculé et comparé pour une même masse de sol, entre les sites (comparaison à masse équivalente ; Ellert et Bettany, 1995; Wendt et Hauser, 2013). Cette correction permet de prendre en considération qu'une évolution de  $M_v$  entre deux profils de sol peut expliquer à elle seule la différence entre leur SCOS, sans qu'un phénomène de stockage de COS n'ait eu lieu. Pour pallier l'hétérogénéité des profondeurs des profils étudiés, et l'impossibilité d'échantillonner certains horizons, un travail d'estimation de SCOS basé sur les statistiques a été mené à l'échelle de chaque site (section 3.1.6 « Analyses statistiques »). Les SCOS ont ainsi été calculés à l'échelle de chaque site, puis corrigés à masse équivalente. Pour cela, les CCOS,  $M_v$  et  $\delta_{>2\text{mm}} v/v$  obtenues par horizon de chaque profil, ont été moyennées à l'échelle du site d'étude, tous les 10 cm de profondeur. A partir de ces trois paramètres moyennés, SCOS de chaque site d'étude a été calculé à masse équivalente, pour les couches de sol 0-30 cm et 30-80 cm, en se basant sur le site présentant la masse de sol la plus faible pour chaque couche de sol. Le principe de correction à masse équivalente est présenté dans la figure 43 (méthode utilisée dans la thèse de Cardinael, 2015). Le SCOS ainsi corrigé a été calculé sur 0-80 cm d'épaisseur, par addition des SCOS corrigés à 0-30 cm et 30-80 cm de profondeur, pour chaque site (Wendt et Hauser, 2013).



**Figure 43. Présentation du principe de la correction à masse équivalente.** Le profil de sol à gauche est le sol de référence : il est caractérisé par la masse de sol cumulée la plus faible, à la profondeur étudiée (dans cet exemple, 0-20 cm). Le stock de carbone organique (SCOS, kgC.m<sup>-2</sup>) sera réellement calculé pour 20 cm d'épaisseur pour ce sol. Le profil de sol à droite a une masse de sol cumulée plus élevée. Il est initialement caractérisé par deux couches C1 et C2 pour lesquelles les propriétés (CCOS, M<sub>v</sub>, δ<sub>>2 mm</sub>) ont été caractérisées. Après correction à masse équivalente, la couche C1 corrigée du sol 2 a une épaisseur de 4 cm. La couche C1 corrigée est caractérisée par les propriétés de C1 initiale du sol 2, mais son SCOS sera calculé pour 4 cm d'épaisseur. En revanche, pour la couche C2 corrigée du sol 2, 6 cm de sol sont caractérisés par les propriétés de la couche C1 initiale, et 2 cm par celles de la couche C2 initiale, dont il faut tenir compte dans les calculs.

#### 3.1.4.4. Fractionnement de la matière organique

Les échantillons concernés par ce fractionnement sont les 32 échantillons composites des catégories i) EV+ sous pelouse, et ii) sols scellés. Deux profils de sols ont donc été étudiés à Marseille EV+ (A et B ; Tableau 17), ainsi que l'unique profil de Nancy EV+, les deux profils de Nantes EV+, les deux profils de Nancy Scellé et trois profils de Nantes Scellé (A, C, D).

Le fractionnement granulodensimétrique de la MOS (Annexes 24, 25, 26) a permis d'obtenir sept fractions : les matières organiques particulières (MOP) légères comprises entre 200-2000 μm (MOP 200-2000 μm), CCOS de la fraction minérale entre 200-2000 μm (M 200-2000 μm), les MOP légères comprises entre 50-200 μm (MOP 50-200 μm), CCOS de la fraction minérale entre 50-200 μm (M 50-200 μm), la MOS liée à la fraction 20-50 μm, la MOS liée à la fraction 0-20 μm et enfin les particules dissoutes (COD). Environ 15 g d'échantillon séché à l'air et tamisé à 2 mm ont été pesés, puis agités avec six billes de verre pendant 16 h dans 54 mL d'eau déminéralisée. Deux séries de tamisage ont été réalisées sur ces échantillons (à 200 μm et 50 μm). Après chaque tamisage, les MOP et la fraction minérale de la fraction retenue par le tamis ont été séparées par flottation dans de l'eau (battée), dans un bécher de 1 L. A chaque étape, l'eau des battées a été récupérée pour les étapes suivantes. Puis, les fractions 20-50 μm et 0-20 μm ont été obtenues par sédimentation suivie d'une

centrifugation. Concernant cette dernière, lorsque des difficultés de séparation entre la fraction solide et la fraction liquide étaient observées, entre 300 µl et 800 µl, en fonction des échantillons, d'un agent flocculant a été ajouté ( $\text{SrCl}_2$ ). Une aliquote de cette eau a ensuite été récupérée pour analyser le COD à la fin chaque série de fractionnement, en utilisant un COT-mètre (TOC-VCSM, OCT-1, ASI-V, Shimadzu). Les autres fractions ont, quant à elles, été séchées à 60°C, puis pesées. La teneur massique de chaque fraction dans le sol a ainsi été déterminée ( $\text{g fr.kg}^{-1} \text{ sol}$ ). Les totN et CCOS des fractions obtenues ont été analysées, respectivement avant et après décarbonatation, par analyse élémentaire (totN<sub>fr</sub> et CCOS<sub>fr</sub> ;  $\text{gC.kg}^{-1} \text{ fr.}$ ). La CCOS de chaque fraction dans le sol (CCOS<sub>fr/sol</sub> ;  $\text{gC.kg}^{-1} \text{ sol}$ ) a été calculée en multipliant CCOS<sub>fr</sub> par la teneur massique de fraction associée ( $\text{g fr.kg}^{-1} \text{ sol}$ ), puis en divisant par 1000. Finalement, la distribution de CCOS entre les fractions (%) a été calculée en divisant CCOS<sub>fr/sol</sub> de chaque fraction par la somme des CCOS<sub>fr/sol</sub> des sept fractions séparées et présentées précédemment.

#### 3.1.4.5. Calcul de la teneur à saturation et du déficit de carbone organique

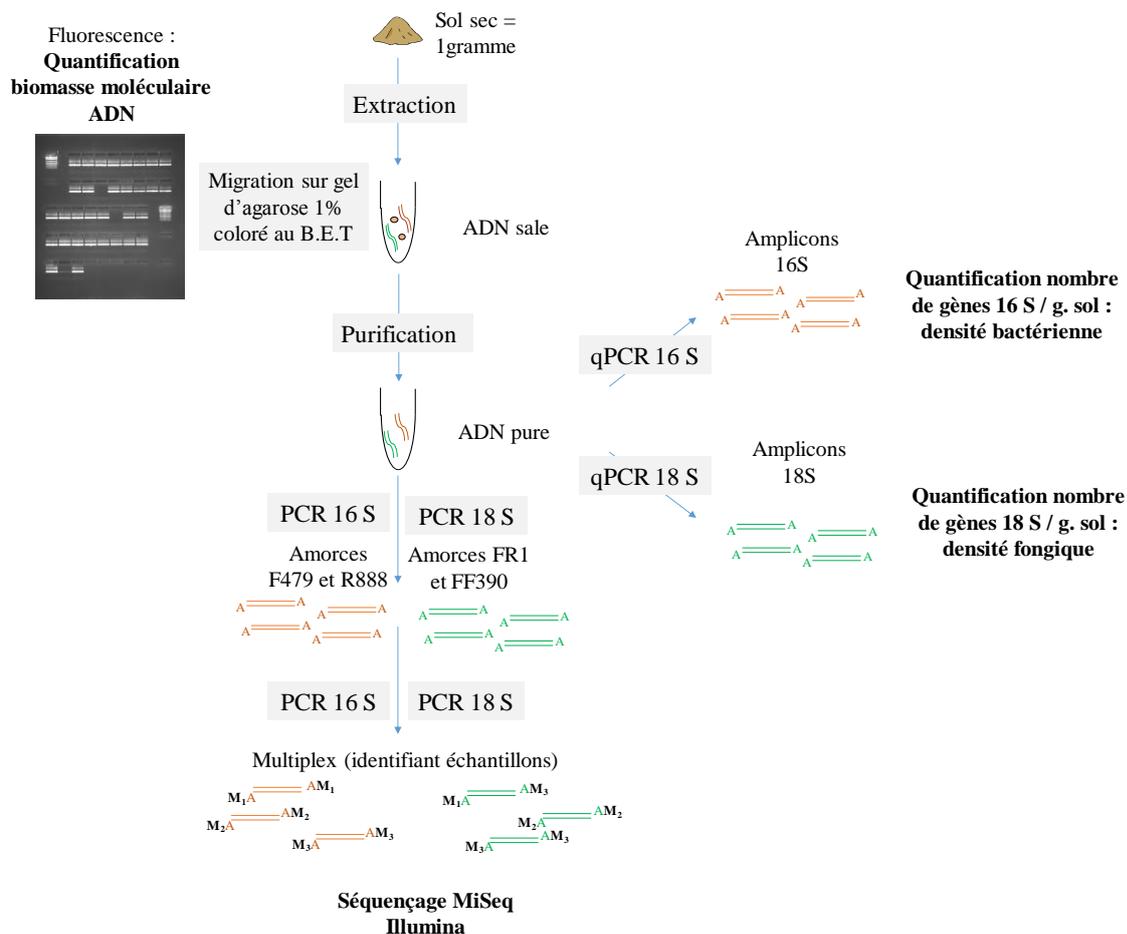
L'obtention de CCOS<sub>fr/sol</sub> dans la fraction 0-20 µm, ainsi que la teneur en argiles et en limons fins pour chaque échantillon nous a permis de calculer la CCOS à saturation (CCOS<sub>sat</sub>), d'après l'équation Eq. 5, présentée en section 1.8.5 (Hassink, 1997). Selon cette équation, la teneur massique de la fraction 0-20 µm du sol définit le potentiel de saturation en COS de cette même fraction. Le déficit de CCOS (CCOS<sub>def</sub>) a pu être estimé comme la différence entre CCOS<sub>sat</sub> et CCOS<sub>fr/sol</sub> de la fraction 0-20 µm. Pour ce travail, nous nous sommes d'abord placés à l'échelle de l'horizon. Puis, pour permettre une comparaison entre les sites, CCOS<sub>sat</sub> et CCOS<sub>def</sub> ont été estimés à l'échelle du site et pour les couches 0-30 cm et 30-80 cm de sol. Comme pour SCOS corrigé, ce travail est décrit dans la section 3.1.6 (« Analyses statistiques »).

#### 3.1.4.6. Biomasse et diversité microbienne

La biomasse a été analysée sur les mêmes échantillons que ceux étudiés pour leurs fractions granulo-densimétriques, à l'exception de deux échantillons en profondeur, à Marseille EV+ (30 échantillons au total ; Tableau 17).

Les échantillons de sol tamisés à 4 mm ont été stockés à -40°C, après lyophilisation, jusqu'au moment de l'analyse. Les étapes d'extraction, purification et quantification de l'ADN sont basées sur la procédure ISOm, décrite par Terrat et al. (2015). La figure 44 présente globalement les étapes suivies pour déterminer les biomasses moléculaires, densités

bactériennes et fongiques et pour séquencer les gènes codant pour les ARN 16S et 18S (les étapes sont détaillées dans l'annexe 27).



**Figure 44.** Etapes d'extraction, purification, quantification de l'ADN microbien, puis amplification et séquençage des gènes microbiens codant pour les ARN 16S et 18S (bactéries et champignons respectivement). L'annexe 27 détaille la méthode suivie.

Les analyses bioinformatiques ont été réalisées à l'aide du GnS-PIPE initialement développé par la plateforme Genosol (INRA, Dijon, France ; Terrat et al., 2012) et récemment optimisé. Les paramètres choisis pour chaque étape bioinformatique sont présentés en Annexe 28. Premièrement, toutes les lectures brutes 16S et 18S ont été triées en fonction des séquences identifiantes multiplex. Les lectures brutes ont ensuite été filtrées et supprimées en fonction de (i) leur longueur, (ii) de leur nombre d'ambiguïtés et (iii) de leur(s) séquence(s) d'amorces. Un programme PERL a ensuite été appliqué pour une déréplication rigoureuse (*i.e.* un regroupement de séquences strictement identiques). Les lectures dérépliquées ont ensuite été alignées en utilisant l'alignement INFERNAL (Cole et al., 2009), et regroupées en OTU (*Operational Taxonomic Unit, i.e.* unités taxonomiques opérationnelles, chacune étant constituée par des séquences présentant 95 % de similarité), en utilisant un programme PERL.

qui regroupe les lectures rares à celles abondantes, et ne compte pas les différences de longueur des homopolymères. Une étape de filtration a ensuite été effectuée pour vérifier tous les singletons simples (lectures détectées une seule fois et non groupées, qui pourraient être des artéfacts, comme les chimères PCR) sur la base de la qualité de leurs affectations taxonomiques. Afin de comparer efficacement les ensembles de données et d'éviter les comparaisons communautaires biaisées, les lectures de haute qualité retenues ont été homogénéisées par une sélection aléatoire limitée à 10 000 séquences par échantillon.

Les lectures conservées de haute qualité ont été utilisées pour (i) des analyses de taxonomie, déterminant plusieurs indices de diversité et de richesse en utilisant la composition en OTU définie au niveau du phylum et (ii) l'analyse taxonomique utilisant des approches de similarité avec des bases de données dédiées SILVA (Quast et al., 2013 ; Annexe 28). Les indices de richesse et de diversité étudiés, à la fois pour les communautés bactériennes, et pour les communautés fongiques sont les suivants :

$$\text{Richesse} = \text{Nombre total d'OTU} \quad (\text{Eq. 10})$$

$$\text{Shannon} = - \sum_{i=1}^R \frac{n_i}{N} \times \ln\left(\frac{n_i}{N}\right) \quad (\text{Eq. 11})$$

$$\text{Simpson} = - \frac{\sum_{i=1}^R n_i \times (n_i - 1)}{N \times (N - 1)} \quad (\text{Eq. 12})$$

$$\text{Evenness} = \frac{\text{Shannon}}{\log(R)} \quad (\text{Eq. 13})$$

Avec, pour chaque échantillon,  $n_i$  le nombre d'individus par OTU  $i$ ,  $N$  le nombre total d'individus (= 10 000) et  $R$ , la richesse. Les indices de Shannon et de Simpson permettent d'étudier la diversité d'une communauté en tenant compte du nombre d'individus par OTU et du nombre d'OTU (plus les valeurs sont élevées plus la diversité est grande). L'indice d'Evenness (ou équitabilité) permet de définir l'équitabilité d'une communauté (des valeurs élevées traduisent une répartition uniforme des individus entre OTU ; Begon et al., 2006).

En parallèle, la méthode de fumigation/extraction a été appliquée sur ces sols, afin de tester la corrélation entre biomasse moléculaire et CCOS de la biomasse microbienne (CCOS microbien), pour les sols urbains, mais également pour être utilisée plus tard dans le modèle RothC (Chapitre 4). Pour cela, la norme NF ISO 14240-2 a été suivie (AFNOR, 1997).

#### 3.1.5. Méthodes d'acquisition et d'analyse spectrales

L'acquisition des spectres de réflectance visible et proche infrarouge (VNIR) concerne uniquement les échantillons VNIRS, prélevés à Marseille et à Nantes. Elle a d'abord été réalisée *in situ*, sur la surface nettoyée des parois des fosses pédologiques, à environ 5 cm au-dessus et 5 cm en dessous de chaque échantillon VNIRS prélevé. Elle a ensuite été réalisée en condition

de laboratoire, sur les échantillons VNIRS tamisés à 2 mm et séchés (48 h à 40°C), sans répétition. La réflectance diffuse a été mesurée de 350 à 2500 nm avec un intervalle de 1 nm en utilisant un spectrophotomètre portable LabSpec 2500 (ASD, Boulder, CO, USA). Dans ce dispositif, la lumière est délivrée à l'échantillon par une sonde de contact (environ 3 cm<sup>2</sup> de surface), qui récupère ensuite le signal réfléchi et le transmet au spectromètre. Après chaque acquisition spectrale, la fenêtre de la sonde de contact a été nettoyée avec du papier pour lentilles et de l'éthanol. L'étalon blanc de référence, avec une absorbance nulle, est un disque en Spectralon (poudre de polytétrafluoroéthylène comprimé) et sa réflectance a été mesurée toutes les 10 acquisitions. Chaque spectre de réflectance donné par le spectromètre correspond à la moyenne de 32 acquisitions élémentaires, automatiquement calculées par l'appareil. Les données spectrales ont été enregistrées comme absorbances [absorbance =  $\log_{10}(1/\text{réflectance})$ ]. L'analyse spectrale consiste à ajuster les spectres VNIR à CCOS ou à SCOS déterminés de manière conventionnelle. Cela a été permis par une régression des moindres carrés partiels (PLS), qui est actuellement la procédure la plus courante pour une telle analyse (Bjorsvik et Martens, 2001; Stenberg et al., 2010). L'analyse des données spectrales a été réalisée à l'aide du logiciel The Unscrambler X 10.4 (CAMO, Oslo, Norvège). Premièrement, les spectres VNIR ont été pré-traités : le signal a été transformé mathématiquement afin d'amplifier ses régions utiles (c'est-à-dire relatives à COS) et à réduire l'information inutile (*e.g.*, le bruit résultant de la diffusion de la lumière). Dans tous les cas, le prétraitement a impliqué un lissage avec un filtre de Savitsky-Golay d'ordre 2 et de largeur 11 (Savitzky et Golay, 1964). Il a été utilisé seul (noté None), ou éventuellement combiné avec : i) une transformation par centrage et réduction (SNV) qui réduit les effets multiplicatifs, liés à l'hétérogénéité de la taille des particules ; ii) la fonction *Detrend* de premier ou de second ordre (D1 et D2, respectivement), qui permet de supprimer la tendance curviligne ou linéaire de chaque spectre (Barnes et al., 1989) ; ou iii) la dérivation de Savitsky-Golay (*i.e.* dérivation de premier ou second ordre basée sur une fonction polynômiale de second ordre) sur 5, 11 ou 25 points (notés SG 1 2 5, 1 2 11 et 1 2 25, et SG 2 2 5, 2 2 11 et 2 2 25, respectivement). Cette fonction permet de réduire la variation de la ligne de base et améliore les propriétés spectrales (Savitzky et Golay, 1964). La partie des spectres comprise entre 350-400 nm et entre 350-450 nm a été supprimée après les dérivations du premier et du second ordre, respectivement, du fait de la forte présence de bruit dans ces zones. Après lissage, une analyse en composantes principales (ACP) a été effectuée sur tous les spectres acquis *in situ*, afin de distinguer les éventuels échantillons aberrants. La distance T<sup>2</sup> de Hotelling a été calculée en utilisant les coordonnées des spectres sur l'ACP, et cinq échantillons ayant une

distance  $> 2 T^2_{\alpha=0,05}$  ont été retirés, du fait de leurs valeurs spectrales aberrantes (Jensen et Ramirez, 2017). L'ensemble de données restant, constitué de 132 échantillons, a ensuite été divisé en un sous-ensemble d'étalonnage (95 échantillons) utilisé pour construire le modèle de prédiction, et un sous-ensemble de validation (37 échantillons) utilisé pour le tester. Une fosse par site a été utilisée pour la validation, et les deux ou trois autres fosses du même site pour l'étalonnage, afin de garantir une validation indépendante. Cette sélection a été réalisée à partir de l'ACP représentant les spectres acquis *in situ* et lissés : la fosse de validation choisie sur l'ACP était caractérisée par les échantillons les plus proches du barycentre pour chaque site (les points n'étaient ni dispersés ni atypiques). Pour ce travail, Nantes EV+ et Nantes EV- ont été considérés comme étant un même site d'étude (les deux étant situés au Cimetière Parc).

Une validation croisée a alors été effectuée sur le sous-ensemble d'étalonnage, qui a été rangé par ordre chronologique (instant de l'acquisition) puis divisé cycliquement en six groupes (*i.e.* les 1<sup>er</sup>, 7<sup>ème</sup>, 13<sup>ème</sup>, *etc.* échantillons appartiennent au premier groupe ; puis les 2<sup>ème</sup>, 8<sup>ème</sup>, 14<sup>ème</sup>, *etc.* échantillons au deuxième groupe, *etc.*). Le nombre optimal de variables latentes (LV) de la PLS correspond au nombre de LV à partir duquel l'erreur quadratique moyenne de la validation croisée (RMSECV) ne diminue plus significativement (Bjørsvik et Martens, 2001).

Les performances du modèle de prédiction ont été testées sur les échantillons de validation selon trois indicateurs : le coefficient de détermination  $R^2$  (défini en section 2.2.4) entre les valeurs observées et prédites par VNIRS (CCOS ou SCOS, *in situ* ou en condition de laboratoire) ; la RMSPE entre les valeurs observées et prédites par VNIRS également définie en section 2.2.4 ; et finalement, le rapport RPD (*Ratio of Performance to Deviation*) calculé en divisant l'écart-type SD par RMSPE. Les prédictions ont ensuite été élargies aux horizons et aux profils en calculant la RMSPE à l'échelle de l'horizon (les valeurs prédites et mesurées par échantillon VNIRS ont été multipliées par l'épaisseur de l'horizon et moyennées pour un même horizon) et à l'échelle des profils, par addition des valeurs prédites et mesurées pour chaque horizon d'un même profil.

#### 3.1.6. Analyses statistiques

##### Les analyses par horizon de sol

Toutes les analyses ont été réalisées sur le logiciel R. 3.4.1 (R Core Team, 2017). Les Analyses en Composantes Principales (ACP) ont été réalisées à l'aide des package FactoMineR et factoextra (Kassambara et Mundt, 2016 ; Lê et al., 2008). Les ellipses qui ont été construites autour des individus englobent au moins 80 % des échantillons des groupes étudiés, en probabilité normale.

Un test des rangs Wilcoxon (R Core Team, 2017) non paramétrique a également été réalisé pour comparer les SCOS obtenus à partir des quatre équations Eq. 1.1, Eq. 2.1, Eq. 3, Eq. 4 (proposées en section 1.8.1) ; ces échantillons étant appariés, car ils ont été calculés sur les mêmes échantillons. Ce test a été privilégié, étant donné que la normalité et l'homogénéité des variances n'étaient pas validées ; cependant un test de Student a également été testé, en parallèle, sur les valeurs logarithmiques de SCOS.

Des régressions non linéaires ont été appliquées pour étudier l'évolution des biomasses microbiennes, densités fongiques et densités bactériennes, en fonction de la profondeur d'étude (en utilisant le barycentre de chaque horizon de sol). Une régression linéaire a également été construite entre CCOS microbien (obtenu par fumigation/extraction) et la biomasse moléculaire ; et entre les valeurs prédites et mesurées de chaque modèle construit.

Finalement, la représentation des valeurs des paramètres i) dans chaque horizon de sol (CCOS,  $M_v$ , SCOS, déficit de SCOS), et ii) lissées le long du profil de sol (fractions de la MOS, biomasses moléculaires, densités bactériennes et fongiques), a été réalisée grâce au package AQP (Beaudette et al., 2013).

#### Analyses par couche de sol

Comme évoqué précédemment, certains horizons n'ont pas pu être échantillonnés, au sein du profil. De plus, certains profils de sol n'ont pas pu être étudiés jusqu'à un mètre de profondeur. Ce problème a été résolu, à l'échelle du site d'étude, en utilisant l'algorithme d'agrégation par tranche du package AQP (Beaudette et al., 2013). Cet algorithme repose sur le principe qu'une fonction représentative des propriétés du sol le long du profil peut être générée à partir d'une collection de profils de sols (ici, le site d'étude), en résumant cette propriété le long de tranches d'épaisseur constante, allant de la profondeur minimale à la profondeur maximale (ici, tous les 10 cm, de 0 à 80 cm de profondeur). Chaque profil est d'abord segmenté en tranches de 1 cm, puis les statistiques récapitulatives sont calculées le long des tranches de 10 cm, pour chaque site d'étude. Pour ce travail, l'algorithme d'agrégation a été basé sur le calcul des moyennes et écart-types ; concernant les sites n'ayant qu'un profil, seules les valeurs obtenues pour le profil sont utilisées.

Un calcul de la dissimilarité entre profils a été effectué, à l'aide du même package, dont la méthode est présentée par Beaudette et al. (2013).

Ainsi, les CCOS,  $M_v$  et  $\delta > 2\text{mm } v/v$  ont été calculées grâce à l'algorithme de calcul par tranche, pour chaque site, et ont été utilisées pour l'étude de la dissimilarité entre les profils de sols, étant donné qu'ils sont à la base du calcul de SCOS. A partir de ce travail, le SCOS a été calculé

i) à profondeur équivalente entre les sites (SCOS non corrigé) ; ii) à masse équivalente entre les sites (SCOS corrigé, méthode présentée précédemment). Un test des rangs Wilcoxon, ainsi qu'un test de Student ont été appliqués pour étudier la significativité de la différence entre les deux SCOS corrigés ou non corrigés. Le même travail a été réalisé pour estimer  $CCOS_{sat}$  et  $CCOS_{def}$ . Pour cela, les teneurs en argiles et limons fins, ainsi que  $CCOS_{fr/sol}$  de la fraction 0-20  $\mu m$  ont été estimées à l'échelle de chaque site, grâce à l'algorithme de calcul par tranche (tous les 10 cm), permettant ainsi de calculer  $CCOS_{sat}$  et  $CCOS_{def}$  pour 0-30 et 30-80 cm de profondeur.

Enfin, pour étudier l'effet des facteurs environnementaux (*i.e.*, site d'étude, catégorie d'usage, classe pédologique de sol, ville, profondeur de la couche de sol) sur les paramètres étudiés, une ANOVA, suivie d'un test post-hoc a été appliquée. Dans le cas où les variables ne respectaient pas la normalité et l'homogénéité des variances, même après transformation logarithmique, le test de Kruskal-Wallis ( $p = 0,05$ ), suivi du test post-hoc de Dunn (package `dunn.test` ; Dinno, 2015), avec un ajustement Bonferroni, a été appliqué. Autrement, le test paramétrique de l'ANOVA, suivi du test LSD du package `agricolae`, avec un ajustement Bonferroni, performant pour les jeux de données déséquilibrés, a été privilégié (de Mendiburu et de Mendiburu, 2017). Concernant les comparaisons du SCOS corrigé entre sites d'étude, une analyse de la variance a été réalisée à partir de statistiques suffisantes pour les groupes, suivie d'un test post hoc MMC (Mean-mean Multiple Comparisons ;  $p = 0,05$ ), adapté aux statistiques suffisantes (package `HH` ; Heiberger, 2009).

### 3.2. Stock de carbone organique déterminé de manière conventionnelle

#### 3.2.1. Teneur en carbone organique et masse volumique apparente

Les  $CCOS$  et  $M_v$  de tous les échantillons collectés dans les couches 0-30 cm et 30-100 cm, sont d'abord décrits globalement, puis par site d'étude (Tableau 18).

A 0-30 cm de profondeur,  $CCOS$  des sols ouverts est en moyenne de  $33,4 \pm 48,5 \text{ gC.kg}^{-1}$  ( $43,2 \pm 64,5 \text{ gC.kg}^{-1}$  dans les EV+ et  $22,3 \pm 14,5 \text{ gC.kg}^{-1}$  dans les EV-). La valeur minimale est de  $13,6 \pm 7,9 \text{ gC.kg}^{-1}$  à Nancy EV- et la valeur maximale de  $52,9 \pm 78,6 \text{ gC.kg}^{-1}$  à Marseille EV+. Concernant les sols scellés, les deux sites (Nantes et Nancy) ont la même  $CCOS$  moyenne ( $4,0 \text{ gC.kg}^{-1}$ ).

A 30-100 cm de profondeur,  $CCOS$  des sols ouverts est en moyenne, de  $15,0 \pm 10,4 \text{ gC.kg}^{-1}$  ( $16,3 \pm 10,5 \text{ gC.kg}^{-1}$  dans les EV+ et  $14,0 \pm 10,5 \text{ gC.kg}^{-1}$  dans les EV-), soit deux fois plus faible qu'à 0-30 cm de profondeur. La moyenne la plus faible est de  $5,6 \pm 4,4 \text{ gC.kg}^{-1}$  à

Nantes EV- et la plus élevée est de  $23,7 \pm 12,8 \text{ gC.kg}^{-1}$  à Marseille EV+. Concernant les sols scellés, la CCOS moyenne est comprise entre  $1,2 \pm 1,1 \text{ gC.kg}^{-1}$  à Nantes et  $3,4 \pm 1,5 \text{ gC.kg}^{-1}$  à Nancy.

Dans les sols ouverts (EV+ et EV-) à 0-30 cm, la masse volumique apparente  $M_v$  moyenne est comprise entre  $1,1 \text{ g.cm}^{-3}$  et  $1,3 \text{ g.cm}^{-3}$ , avec peu de variations entre sites ( $1,2 \pm 0,2 \text{ g.cm}^{-3}$ ). A 30-100 cm dans les sols ouverts,  $M_v$  est en moyenne de  $1,3 \pm 0,2 \text{ g.cm}^{-3}$ .

Dans les sols scellés,  $M_v$  moyenne est comprise entre  $1,3 \text{ g.cm}^{-3}$  (à 0-30 cm) et  $1,4 \text{ g.cm}^{-3}$  (30-100 cm). L'observation des valeurs de CCOS et de  $M_v$  (Annexes 29 et 30), le long de chaque profil de sol, montrent que CCOS diminue avec la profondeur, et que cette diminution est plus marquée dans les EV- que dans les EV+. Au sein des sols scellés, les valeurs de CCOS ne dépendent pas de la profondeur contrairement aux valeurs de  $M_v$  qui augmentent avec la profondeur.

### CHAPITRE 3. Carbone organique à l'échelle du profil de sol

**Tableau 18. Description des teneurs en carbone organique (CCOS, gC.kg<sup>-1</sup>) et des masses volumiques de la terre fine (M<sub>v</sub>, g.cm<sup>-3</sup>), mesurées dans tous les horizons de sol étudiés entre i) 0-30 cm de profondeur ; ii) 30-100 cm de profondeur, pour chaque site d'étude.**

L'abréviation « Méd » est la médiane, « Moy » est la moyenne, SD est l'écart type, Min et Max, les valeurs minimales et maximales respectives (tous ont la même unité que le paramètre étudié) ; N est le nombre d'échantillons par modalité, CV est le coefficient de variation (%). La colonne « Diff. par couche » est le résultat d'analyses de la variance (ANOVA suivi d'un test post-hoc LSD ou Kruskal-Wallis suivi d'un test post de Dunn ; p = 0,05), entre les sites pour chaque couche de sols : la lettre « a » est attribuée au site présentant CCOS le plus élevé. Le symbole « \*\*\* » signifie que le test a amené à p < 0,001.

Paramètre	Couche de sol	Site	N	Méd	Moy	SD	Min	Max	CV (%)	Diff. par couche
COS (gC.kg <sup>-1</sup> )	0-30 cm	Tous	39	17,5	28,1	45,3	0,6	288,2	161,2	-
		Marseille EV+	11	28,7	52,9	78,6	16,8	288,2	148,6	a***
		Marseille EV-	5	40,0	37,2	10,5	21,0	46,3	28,3	a
		Nancy EV+	2	40,6	40,6	34,0	16,6	64,6	83,6	ab
		Nancy EV-	7	12,2	13,6	7,9	5,1	29,4	58,4	ab
		Nancy Scellé	2	4,0	4,0	0,8	3,4	4,6	20,7	ab
		Nantes EV+	4	18,0	18,1	4,5	13,7	22,6	25,2	ab
		Nantes EV-	3	12,1	17,6	14,5	6,6	34,1	82,6	ab
	Nantes Scellé	5	2,0	4,0	5,2	0,6	12,9	128,7	b	
	30-100 cm	Tous	47	9,0	11,1	10,6	0,5	47,9	95,2	-
		Marseille EV+	6	17,1	23,7	12,8	15,4	47,9	54,1	a***
		Marseille EV-	9	18,1	22,0	8,5	16,1	40,0	38,9	ab
		Nancy EV+	3	16,6	14,7	5,1	8,9	18,6	34,9	ab
		Nancy EV-	2	7,4	7,4	3,3	5,1	9,7	44,3	ab
		Nancy Scellé	5	3,4	3,4	1,5	1,2	5,1	44,9	b
		Nantes EV+	6	9,3	9,7	3,9	5,4	14,6	40,5	ab
Nantes EV-		7	3,3	5,6	4,4	1,7	12,1	78,5	b	
Nantes Scellé	9	0,6	1,2	1,1	0,5	4,1	97,6	b		
M <sub>v</sub> (g.cm <sup>-3</sup> )	0-30 cm	Tous	38	1,2	1,2	0,2	0,4	1,8	20,2	-
		Marseille EV+	11	1,2	1,1	0,3	0,4	1,4	26,7	
		Marseille EV-	5	1,3	1,3	0,1	1,1	1,4	10,4	
		Nancy EV+	2	1,2	1,2	0,1	1,1	1,3	12,1	
		Nancy EV-	6	1,2	1,3	0,3	1,0	1,8	21,9	n.s.
		Nancy Scellé	2	1,3	1,3	0,2	1,2	1,5	15,2	
		Nantes EV+	4	1,2	1,1	0,1	0,9	1,3	13,0	
		Nantes EV-	3	1,3	1,2	0,3	0,8	1,3	23,5	
	Nantes Scellé	5	1,3	1,3	0,3	0,8	1,6	23,5		
	30-100 cm	Tous	46	1,4	1,4	0,2	0,8	1,8	16,8	-
		Marseille EV+	6	1,3	1,3	0,3	0,8	1,6	22,8	
		Marseille EV-	9	1,6	1,5	0,2	1,2	1,8	11,9	
		Nancy EV+	3	1,3	1,2	0,2	1,0	1,3	12,9	
		Nancy EV-	1	1,8	1,8	0,0	1,8	1,8	0,0	n.s.
		Nancy Scellé	5	1,4	1,4	0,1	1,2	1,5	9,8	
		Nantes EV+	6	1,2	1,2	0,1	1,0	1,4	11,4	
Nantes EV-		7	1,3	1,3	0,2	0,9	1,5	15,3		
Nantes Scellé	9	1,5	1,4	0,3	0,8	1,6	18,1			

### 3.2.2. Stock de carbone organique

#### 3.2.2.1. *Stock de carbone calculé par horizon pédologique*

La figure 45 présente le diagramme des dissimilarités des profils de sol, basé sur les paramètres nécessaires au calcul du SCOS à partir de l'équation Eq. 4 ( $CCOS$ ,  $M_v$ ,  $\delta_{>2mm}$  v/v). Le site Nancy EV- se distingue des autres sites, du fait de l'impossibilité d'échantillonner les horizons profonds. Une nette dissimilarité est visible entre les sols scellés et les sols EV+ ; les sols EV- sont, quant à eux, très hétérogènes. Certains sont plutôt similaires aux sols scellés (*e.g.*, Nantes EV- A), d'autres ressemblent plutôt aux sols EV+ (*e.g.*, Marseille EV- A), et enfin le site Nancy EV- a des propriétés très différentes de tous les autres sites, comme évoqué précédemment. Concernant les sols ouverts, Marseille forme un groupe homogène, ses sols EV+ et EV- étant similaires quant aux paramètres nécessaires au calcul de SCOS. En revanche, Nancy et Nantes montrent une plus forte hétérogénéité entre EV+ et EV-. Concernant les sols scellés, Nancy Scellé est plus proche des sols ouverts que ne l'est Nantes Scellé dans le diagramme.

Les différentes profondeurs d'étude ainsi que les épaisseurs d'horizon différentes pour chaque site rendent difficile la comparaison des stocks entre les profils. Cependant, la figure 45 met en évidence une très forte disparité de SCOS, entre les profils de sol :  $0,4 \text{ kgC.m}^{-2}$  dans le profil Nantes Scellé B, pour 103 cm d'épaisseur de sol et  $35,7 \text{ kgC.m}^{-2}$  dans le profil Marseille EV- C, pour 115 cm d'épaisseur.

Une comparaison par catégorie d'usage montre d'abord que les sols EV+ ont un SCOS cumulé par profil compris entre  $12,0 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour Nantes EV+ B (pour 110 cm d'épaisseur) et  $24,1 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour Marseille EV+ B (pour 80 cm d'épaisseur).

Les sols EV- ont un SCOS compris entre  $6,5 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour Nantes EV- A (pour 110 cm de profondeur) et  $35,7 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour Marseille EV- C (pour 115 cm d'épaisseur).

Enfin, les sols scellés ont un SCOS compris entre  $0,4 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour Nantes Scellé B (pour 103 cm d'épaisseur de sol) et  $4,1 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour Nancy Scellé B (pour 90 cm d'épaisseur de sol). On remarque que dans les horizons situés à plus de 20 cm de profondeur, les EV+ ont un stock supérieur à celui des sols scellés (compris entre  $0,8$  et  $13,7 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour les premiers et entre  $0,1$  et  $2,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour les seconds).



#### 3.2.2.2. *Stock de carbone organique en fonction des paramètres du sol*

La valeur de SCOS peut être corrélée à différents paramètres, comme mis en évidence dans le chapitre 2. L'annexe 31 présente pour chaque site d'étude à 0-30cm et à 30-100 cm de profondeur, les paramètres moyennés suivants : pH, teneurs en argiles, limons, sables,  $\delta_{>2\text{mm}}$  v/v, totCaCO<sub>3</sub>, actCaCO<sub>3</sub>, POlsen, CEC, totN, C/N.

Les corrélations entre SCOS et les paramètres intrinsèques du sol pour les villes de Marseille, Nancy et Nantes, toutes profondeurs confondues, sont décrits dans l'Annexe 32. Le SCOS est positivement corrélé à CCOS, totN, la teneur en argiles, totCaCO<sub>3</sub> et actCaCO<sub>3</sub>, totPb, totCd et à la biomasse microbienne (coefficient de corrélation  $R > 0,40$ ). Il est négativement corrélé à la teneur en sables et  $\delta_{>2\text{mm}}$  w/w ;  $R < -0,40$ ).

De plus, les valeurs de SCOS sont fortement dépendantes de  $M_v$  et de la charge en éléments grossiers (section 1.8.1). Un test de Wilcoxon pour échantillons appariés, testé avec ou sans ajustement (Bonferroni) a permis de mettre en évidence une différence significative entre les SCOS obtenus avec les quatre équations Eq. 1.1, Eq. 2.1, Eq. 3, Eq. 4, comparés deux à deux ( $p < 0,001$ ). On observe néanmoins des corrélations linéaires très fortes entre les méthodes : entre Eq. 1.1 et Eq. 2.1, entre Eq. 2.1 et Eq. 3, entre Eq. 3 et Eq. 4 avec  $R^2_{\text{adj}}$  compris entre 0,98 et 0,99, et la plus faible étant entre Eq. 1.1 et Eq. 4 ( $R^2_{\text{adj}} = 0,95$  ; Figure 46). Le fort écart entre Eq. 1.1 et Eq. 4 s'explique par la différence de prise en compte de la présence des éléments grossiers dans le sol.

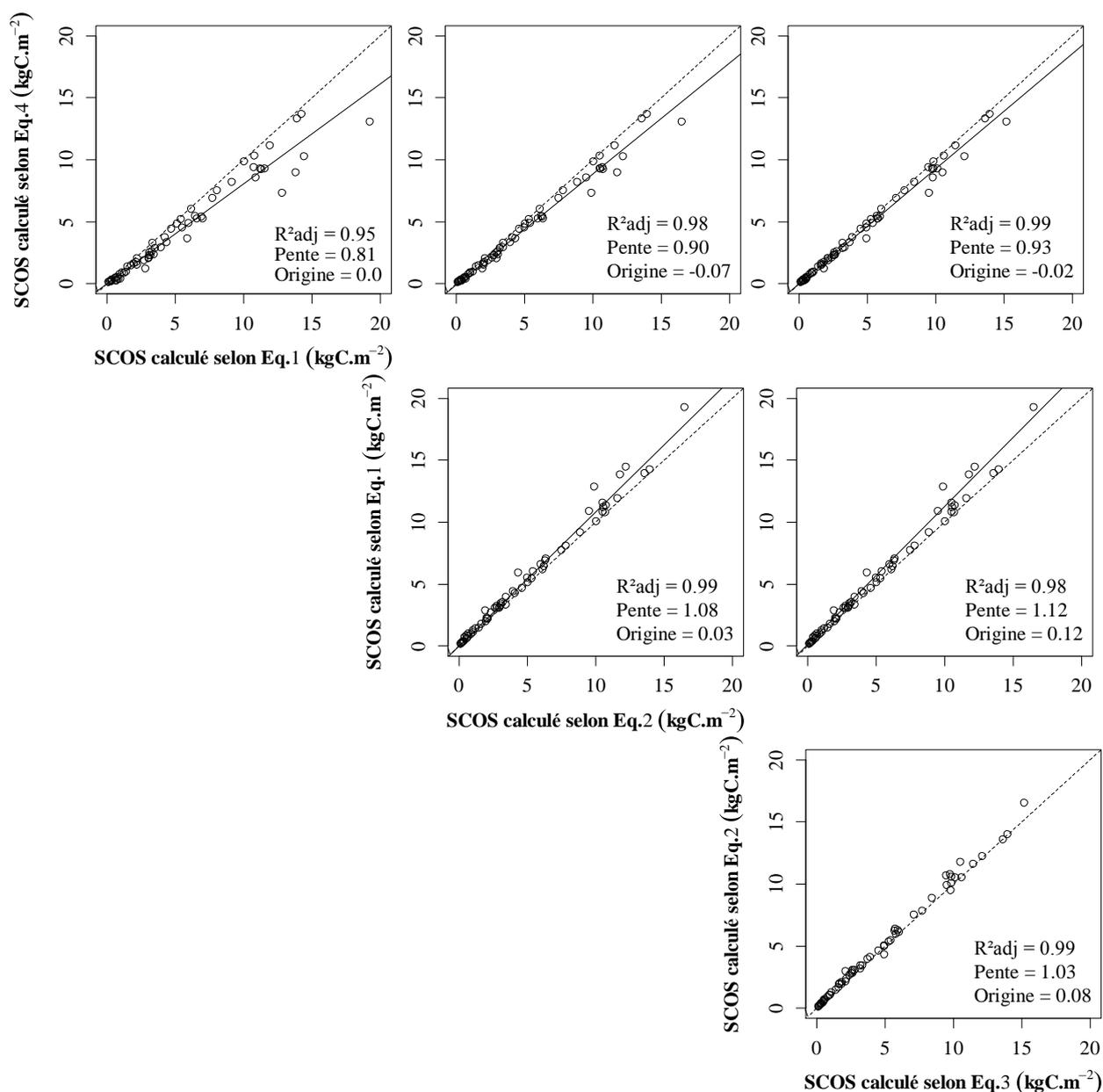


Figure 46. Comparaison entre les stocks de carbone organique (SCOS,  $\text{kgC}\cdot\text{m}^{-2}$ ) calculés selon les quatre équations Eq. 1.1, Eq. 2.1, Eq. 3, Eq. 4 (section 1.8.1).

### 3.2.2.3. Comparaison du stock de carbone à masse équivalente : stock calculé par site

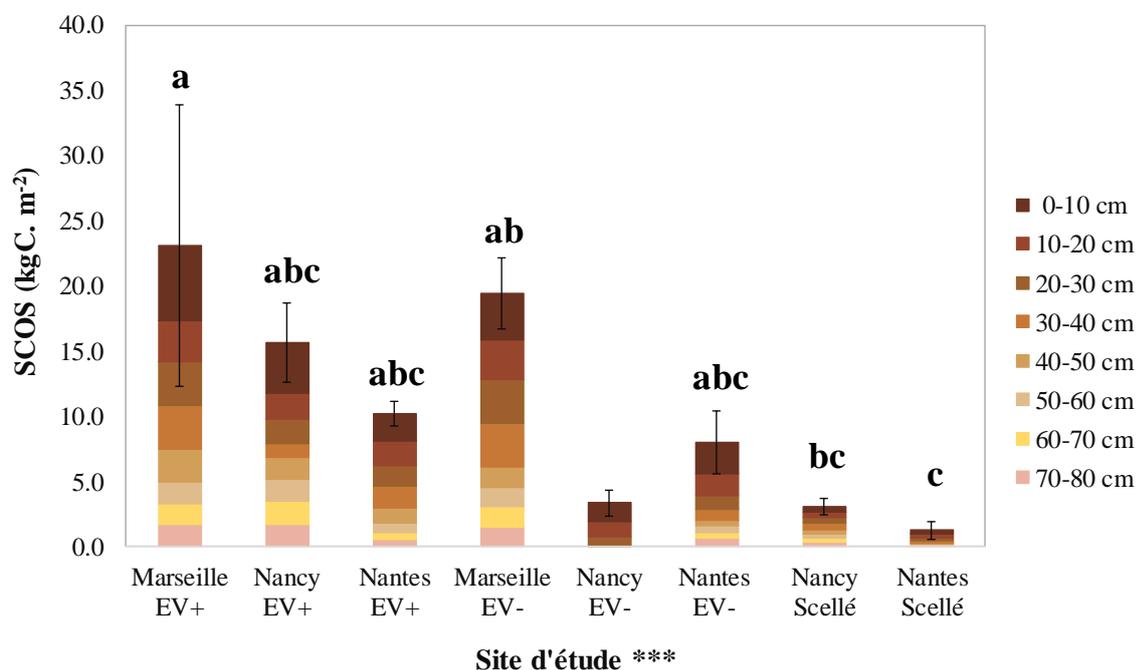
Le calcul de SCOS par site a été réalisé à partir de l'équation Eq. 4, en utilisant la moyenne de CCOS,  $M_v$ ,  $\delta_{>2\text{mm}} v/v$  par tranche de 10 cm à l'échelle du site. Le SCOS a été comparé à 1) profondeur équivalente (SCOS non corrigé), 2) masse équivalente (SCOS corrigé).

Pour la comparaison à masse équivalente, nous nous sommes basés sur le site ayant la masse cumulée de sol sec la plus faible pour 0-30 cm d'épaisseur (masse de référence cumulée = 342 g, ce qui représente une épaisseur comprise entre 25-30 cm entre les sites). Le même travail a été réalisé pour 30-80 cm d'épaisseur (masse de référence cumulée = 539 g, ce

qui représente une épaisseur comprise entre 36-50 cm entre les sites). Les SCOS corrigés sont significativement inférieurs aux SCOS non corrigés, tous horizons confondus (Annexe 33).

A 0-30 cm, les SCOS corrigés cumulés moyens sont de  $5,8 \pm 1,4 \text{ kgC.m}^{-2}$ ; et les SCOS non corrigés cumulés moyens de  $6,1 \pm 1,4 \text{ kgC.m}^{-2}$ . A 30-80 cm d'épaisseur, les SCOS corrigés cumulés moyens sont de  $5,4 \pm 0,6 \text{ kgC.m}^{-2}$ ; les SCOS non corrigés cumulés moyens de  $6,4 \pm 0,8 \text{ kgC.m}^{-2}$ . La figure 47 présente les SCOS corrigés par site d'étude. L'analyse de la variance, à 0-30 cm de profondeur ne montre aucune différence significative entre les sols ouverts et scellés : SCOS est cependant compris entre  $12,3 \pm 9,9 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Marseille EV+ et  $0,8 \pm 0,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Nantes Scellé.

A l'échelle du profil (0-80 cm, en excluant Nancy EV-), la différence est significative entre les sols ouverts de Marseille et les sols scellés :  $23,1 \pm 10,8 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Marseille EV+ et  $1,2 \pm 0,7 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Nantes Scellé. Cependant, il n'y a pas de différence significative de SCOS entre les catégories d'usage, bien que les sols EV+ présentent le SCOS le plus élevé ( $16,3 \pm 3,8 \text{ kgC.m}^{-2}$ ), suivis des EV- ( $13,7 \pm 1,8 \text{ kgC.m}^{-2}$ , sans Nancy EV-), puis des sols scellés ( $2,1 \pm 0,5 \text{ kgC.m}^{-2}$ ).



**Figure 47. Stocks de carbone organique ( $\text{kgC.m}^{-2}$ ) corrigés à masse équivalente et cumulés à 0-80 cm de profondeur pour chaque site, excepté pour Nancy EV-, cumulés à 0-30 cm de profondeur uniquement.** Les bâtons représentent les moyennes et les barres d'erreur, les écarts-types ( $\text{kgC.m}^{-2}$ ). Le symbole « \*\*\* » indique que la comparaison multiple (analyse de la variance à partir de statistiques suffisantes pour les groupes, suivie d'un test post hoc MMC) a donné  $p < 0,001$  entre les sites. Les différences significatives observées grâce aux tests statistiques ( $p = 0,05$ ) sont mises en évidence par les lettres : « a » est attribué au site d'étude présentant les valeurs les plus élevées.

#### 3.2.2.4. Comparaison à profondeur équivalente : stock calculé par profil

La figure 48 présente les résultats obtenus pour chaque ville, à 0-30 cm et 30-100 cm de profondeur, en les séparant par type d'usage. Les résultats de plusieurs comparaisons statistiques sont présentés.

Un premier travail a été de comparer, pour toutes villes confondues, le SCOS entre les trois catégories d'usage, à 0-30 cm et à 30-100 cm de profondeur.

A 0-30 cm de profondeur, les sols EV+ et EV- n'ont pas un SCOS significativement différent ( $8,6 \pm 2,7 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour les EV+ et  $5,7 \pm 3,9 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour les EV-). Un fort écart de SCOS entre EV+ et EV- est néanmoins visible pour la ville de Nancy (SCOS moyen respectivement de 8,0 et de  $2,7 \text{ kgC.m}^{-2}$  dans les EV+ et EV-). Pour toutes les villes, le SCOS des sols ouverts (EV+ et EV-) représente près de 7 fois le SCOS des sols scellés ( $6,9 \pm 3,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour les sols ouverts et  $1,1 \pm 0,8 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour les sols scellés). Le coefficient de variation CV est respectivement de 31,6 %, 68,9 % et de 79,3 % dans les EV+, EV- et sols scellés.

A 30-100 cm de profondeur, les EV+ présentent un SCOS ( $13,0 \pm 5,1 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) non significativement différent de celui des sols EV- ( $12,3 \pm 7,9 \text{ kgC.m}^{-2}$ ; sans Nancy EV-). Leur SCOS est significativement supérieur à celui des sols scellés (SCOS moyen de  $1,4 \pm 1,5 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Le CV est respectivement de 39,4 %, 64,1 % et de 102,1 % pour ces trois catégories de sol, à 30-100 cm de profondeur.

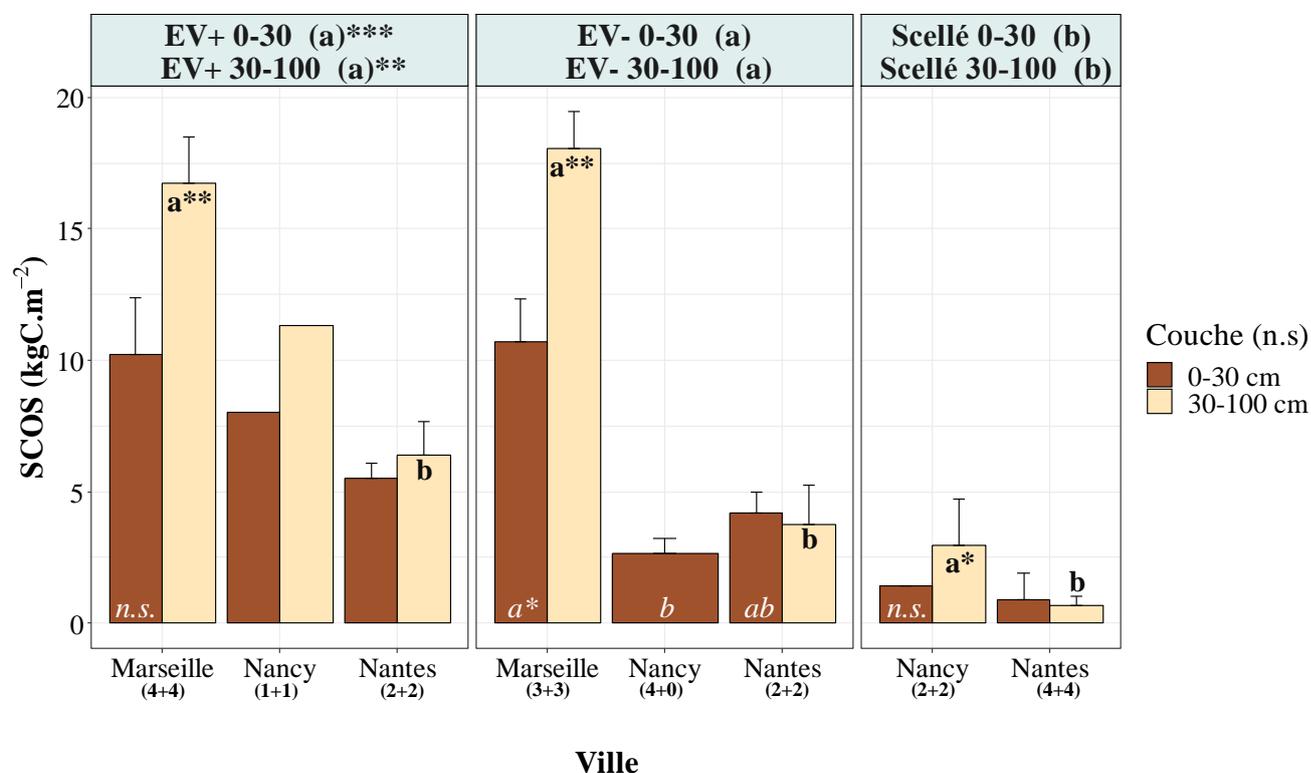
Au sein de chaque catégorie d'usage, une comparaison de SCOS a été menée entre les villes, pour chaque couche de sol. Le nombre d'effectifs (N) étant parfois égal à seulement deux échantillons, les résultats des analyses statistiques doivent être utilisés avec précaution.

A 0-30 cm de profondeur, concernant les sols EV+, aucune différence significative n'est observée entre les villes : SCOS est compris entre  $5,5 \pm 0,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Nantes EV+ et  $10,2 \pm 2,1 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Marseille EV+. Dans les sols EV-, Nancy EV- présente un SCOS significativement plus faible ( $2,7 \pm 0,6 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) que Marseille EV- ( $10,7 \pm 1,6 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) ; celui de Nantes EV- étant intermédiaire ( $4,2 \pm 0,8 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Dans les sols scellés, aucune différence significative n'est observée entre les villes : SCOS est de  $0,9 \pm 1,0 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Nantes Scellé et  $1,4 \pm 0,0 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Nancy Scellé.

A 30-100 cm de profondeur, dans les sols EV+, Marseille présente un SCOS ( $16,8 \pm 1,7 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) significativement plus élevé qu'à Nantes ( $6,4 \pm 1,3 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Dans les sols EV-, le même résultat est obtenu : Marseille présente un SCOS ( $18,0 \pm 1,4 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) significativement plus élevé qu'à Nantes ( $3,8 \pm 1,5 \text{ kgC.m}^{-2}$ ). Dans les sols scellés, Nancy a un

SCOS significativement plus élevé qu'à Nantes : SCOS moyen de  $3,0 \pm 1,7 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Nancy Scellé et  $0,7 \pm 0,4 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Nantes Scellé.

Enfin, l'effet de la profondeur (0-30 cm vs. 30-100 cm) a été étudié par catégorie d'usage, toutes villes confondues, bien que les épaisseurs de sol soient différentes entre les deux couches. Aucune différence significative n'est mise en évidence entre les couches 0-30 cm et 30-100 cm, et ce quelle que soit la catégorie d'usage. Cette comparaison a été également menée pour chaque ville et chaque catégorie d'usage. Dans les EV+ et les EV-, Marseille 0-30 cm a un SCOS significativement inférieur à celui de Marseille 30-100 cm, alors que Nantes ne montrent aucune différence significative entre 0-30 cm et 30-100 cm. Concernant les sols scellés, aucune différence significative entre 0-30 cm et 30-100 cm n'est observée, et ce, quelle que soit la ville.



**Figure 48. Stock de carbone organique (SCOS,  $\text{kgC.m}^{-2}$ ) par ville, catégorie d'usage (EV+, EV-, Scellé) et couche de sol (0-30 cm et 30-100 cm).** Les bâtons représentent les moyennes et les barres d'erreur, les écarts-types ( $\text{kgC.m}^{-2}$ ). Les symboles « \* », « \*\* » et « \*\*\* » indiquent que la comparaison multiple (Kruskal Wallis suivi d'un test post hoc de Dunn ;  $p = 0,05$ ) de SCOS entre les catégories d'usage a donné respectivement  $p < 0,05$ ,  $p < 0,01$  et  $p < 0,001$ . La mention « n.s » signifie qu'il n'y a aucune différence significative de SCOS entre les modalités observées (couches ou villes). Les différences significatives observées grâce aux tests statistiques ( $p = 0,05$ ) sont mises en évidence par les lettres : « a » est attribué à l'ensemble de données dont les valeurs sont les plus élevées. Les lettres en italique et blanches concernent les comparaisons entre villes à 0-30 cm de profondeur, par catégorie d'usage ; les lettres en gras et noires concernent les comparaisons à 30-100 cm de profondeur, par catégorie d'usage.

### 3.3. Stock de carbone organique estimé par spectroscopie visible et proche infrarouge

#### 3.3.1. Prédiction des teneurs et stocks de carbone organique, à l'échelle de l'échantillon

Dans cette partie, seuls les sites de Marseille et de Nantes ont été étudiés. Pour tous les horizons, les CCOS et SCOS mesurés sont significativement plus élevés à Marseille qu'à Nantes et aucune différence significative n'est observée entre EV+ et EV-. Ces valeurs sont nettement plus faibles dans les sols scellés (Annexe 35). Les prédictions de CCOS et SCOS sont les plus précises pour des spectres acquis en condition de laboratoire : valeurs du RPD de validation ( $RPD_{val}$ ) respectivement de 4,6 et 3,1. Les prédictions sont moins précises lorsque les spectres ont été acquis *in situ* : valeurs de  $RPD_{val}$  respectivement de 2,4 et 2,2 (Figure 49, Annexe 36).

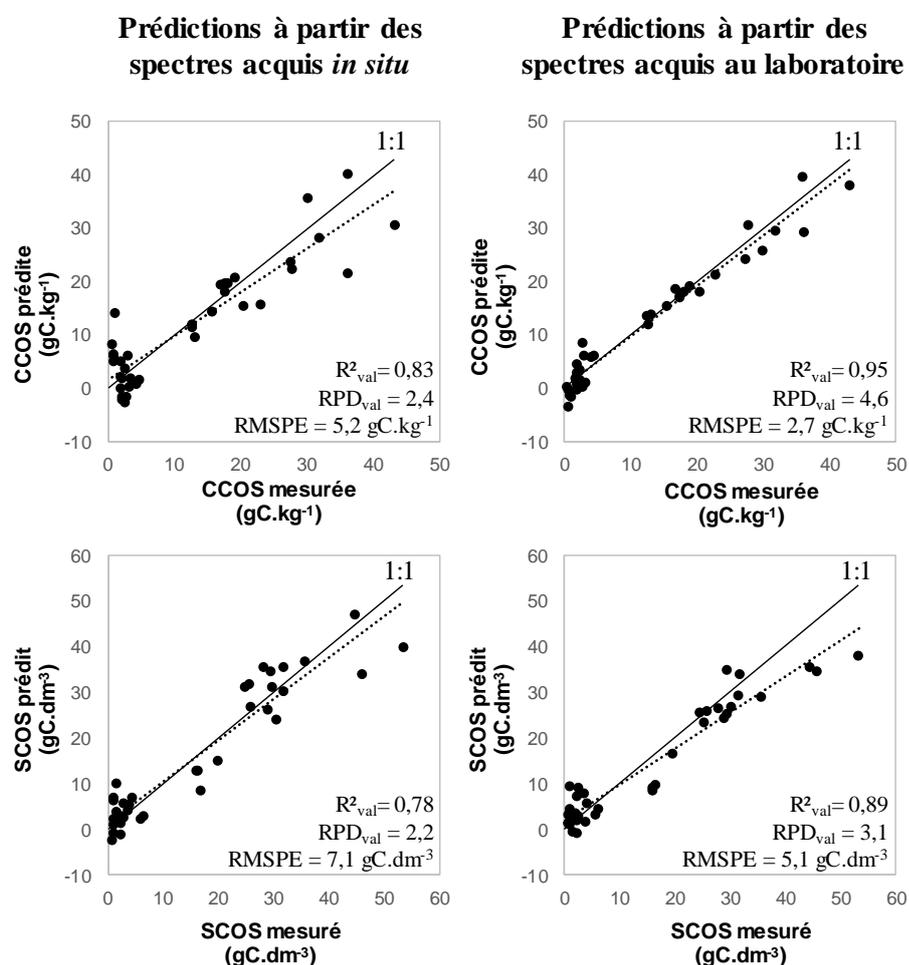


Figure 49. Comparaison des concentrations en carbone organique du sol (CCOS ; gC.kg<sup>-1</sup>) et des stocks de carbone organique (SCOS, gC.dm<sup>-3</sup> ; calculé selon Eq. 4) entre valeurs mesurées et valeurs prédites par VNIRS à l'échelle de l'échantillon, sur le sous-ensemble de validation, en utilisant le meilleur prétraitement des spectres (lissage + SNV pour CCOS ; lissage + D2 pour SCOS *in situ* et lissage + SG 1 2 11 pour SCOS au laboratoire).  $R^2_{val}$  est le coefficient de détermination de la validation,  $RPD_{val}$  est le *Ratio of Performance to Deviation* de validation ; RMSPE est la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne de prédiction.

La précision des prédictions de SCOS à partir des spectres *in situ* pour chaque prétraitement, diffère en fonction de l'équation de calcul choisie (Tableau 19). Avec le lissage + D2, qui semble être le prétraitement le plus approprié pour prédire SCOS à partir de spectres *in situ*, les valeurs de SCOS ont tendance à être prédites avec plus de précision avec Eq. 1.1 qu'avec Eq. 4, tandis que Eq. 2.1 et Eq. 3 donnent des résultats intermédiaires. L'ajustement des spectres acquis au laboratoire a été plus affecté par la méthode de calcul de SCOS conventionnelle. Sur une gamme de prétraitements qui ont donné de bons résultats en général, la prédiction de SCOS calculé avec Eq. 1.1 a tendance à fournir de meilleurs résultats que pour SCOS calculé en utilisant Eq. 4. Les équations Eq. 2.1 et Eq. 3, quant à elles, donnent des résultats intermédiaires (Tableau 19). Avec le lissage + SG 1 2 11 (le prétraitement le plus approprié pour prédire SCOS à partir des spectres de laboratoire), le SCOS tend à être plus précisément prédit lorsqu'il est obtenu avec Eq. 2.1, et dans une moindre mesure avec Eq. 3, puis avec Eq. 1.1 et enfin avec Eq. 4.

**Tableau 19. Performance de la prédiction de SCOS à partir des spectres acquis *in situ* et au laboratoire, pour chaque méthode conventionnelle de calcul de SCOS** (le nombre entre parenthèses correspond au nombre de variables latentes LV utilisées dans le modèle PLSR) ; RPD<sub>val</sub> est le *Ratio of Performance to Deviation* de la validation.

Prétraitement	RPD <sub>val</sub> de la prédiction du SCOS en utilisant les données conventionnelles calculées en fonction de :			
	Eq.1.1	Eq.2.1	Eq.3	Eq.4
<b>Spectres <i>in situ</i></b>				
Lissage	2,2 (13)	2,1 (13)	1,4 (7)	1,8 (10)
Lissage + D1	2,3 (10)	2,2 (10)	2,2 (10)	2,1 (10)
Lissage + D2	2,4 (9)	2,3 (9)	2,3 (9)	2,2 (9)
Lissage + SNV	1,8 (7)	2,3 (11)	2,2 (10)	2,1 (10)
Lissage + SG 1 2 11	1,7 (4)	1,8 (4)	1,8 (4)	2,1 (6)
Moyenne (±SD <sup>a</sup> )	2,1 (±0,3)	2,2 (±0,2)	2,0 (±0,4)	2,1 (±0,2)
<b>Spectres laboratoire</b>				
Lissage	2,7 (9)	2,4 (10)	2,4 (10)	2,2 (9)
Lissage + D1	2,7 (8)	2,5 (8)	2,4 (8)	2,1 (8)
Lissage + D2	3,2 (9)	2,5 (8)	2,7 (8)	2,2 (6)
Lissage + SNV	3,3 (9)	2,9 (9)	3,0 (9)	2,5 (8)
Lissage + SG 1 2 11	3,6 (9)	3,8 (9)	3,7 (9)	3,1 (9)
Moyenne (±SD <sup>a</sup> )	3,1 (±0,4)	2,8 (±0,6)	2,8 (±0,5)	2,4 (±0,4)

<sup>a</sup> en gC.dm<sup>-3</sup>

### 3.3.2. Prédiction de SCOS à l'échelle de l'horizon et du profil de sol

Les SCOS calculés avec Eq. 1.1 et Eq. 2.1 sont généralement mieux prédits qu'avec Eq. 4. Cependant, Eq. 4 correspond à la méthode de calcul conventionnelle amenant aux SCOS les plus précis, c'est donc pour cette équation que la construction d'un modèle est la plus intéressante.

En considérant SCOS à l'échelle de l'horizon, qui inclut plusieurs échantillons, et à l'échelle du profil, qui intègre plusieurs horizons, les spectres *in situ* donnent une précision de la prédiction similaire à celle obtenue à l'échelle de l'échantillon. En effet,  $RPD_{val} = 2,0$  à l'échelle de l'horizon et  $RPD_{val} = 2,3$  à l'échelle du profil de sol, vs. 2,2 à l'échelle de l'échantillon (avec lissage + D2, qui constitue le prétraitement le plus approprié ici ; Tableau 20 et Annexe 37 pour les horizons et les profils, Annexe 36 pour les échantillons). Lorsque les spectres de laboratoire sont utilisés, les prédictions sont plus précises à l'échelle de l'horizon, et le sont encore plus à l'échelle du profil, par rapport à l'échelle de l'échantillon :  $RPD_{val} = 4,0$  et 4,6, respectivement, vs 3,1 (avec le lissage + SG 1 2 11 ; Tableau 20 et Annexes 36 et 37). Considérant séparément les quatre profils de l'ensemble de validation, SCOS observé vs. SCOS prédit à Marseille EV +, Marseille EV -, Nantes EV+/Nantes EV-, Nantes Scellé sont respectivement :

- 25 contre 20 ; 31 contre 36 ; 7 contre 6 ; et 2 contre 11  $kgC.m^{-2}$  en utilisant les spectres *in situ*;
- 25 contre 21 ; 31 contre 31 ; 7 contre 5 ; et 2 contre 6  $kgC.m^{-2}$  en utilisant les spectres acquis au laboratoire.

**Tableau 20. Résultats de prédictions de SCOS à l'échelle de l'horizon et du profil de sol ( $kgC.m^{-2}$ ) sur le sous-ensemble de validation, à partir des spectres acquis *in situ* et au laboratoire (SCOS calculés avec Eq. 4). Les prétraitements sont : lissage + D2 et lissage + SG 1 2 11, pour les spectres acquis *in situ* et au laboratoire, respectivement.**

Echelle	N	Moyenne	SD	RMSPE <sup>b</sup>	Biais <sup>b</sup>	Pente <sup>a</sup>	R <sup>2</sup> <sub>val</sub> <sup>a</sup>	RPD <sub>val</sub>
<i>Spectres in situ</i>								
Horizon	14	4,6	4,7	2,3	1,2	0,84	0,76	2,0
Profil	4	16,2	14,0	6,0	4,7	0,82	0,78	2,3
<i>Spectre laboratoire</i>								
Horizon	14	4,6	4,7	1,2	0,3	0,90	0,94	4,0
Profil	4	16,2	14,0	3,2	1,4	0,88	0,94	4,4

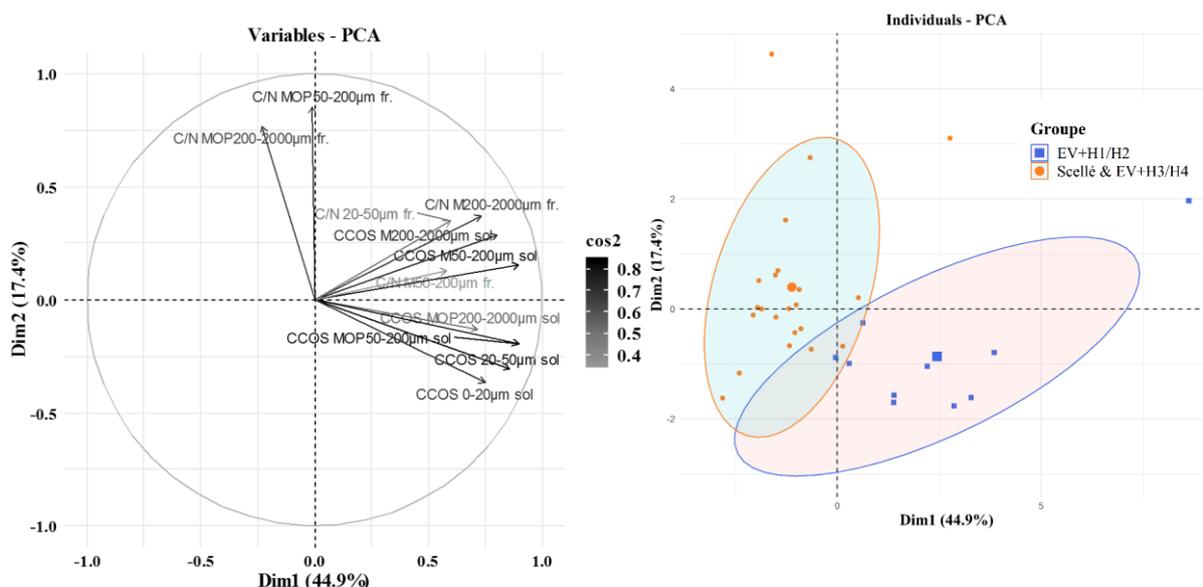
<sup>a</sup> sans unité

<sup>b</sup> en  $kgC.m^{-2}$

### 3.4. Stabilité du carbone organique à l'échelle du profil de sol

Le travail de fractionnement granulodensimétrique a été réalisé sur 32 échantillons collectés à Marseille EV+ (profils A et B), Nancy EV+, Nancy Scellé, Nantes EV+, Nantes Scellé (profils A, C, D ; Annexe 38).

Une ACP (Figure 50) a d'abord été construite à partir des valeurs centrées réduites de  $CCOS_{fr/sol}$  des fractions granulodensimétriques (par g de sol), obtenues pour tous les échantillons (CCOS MOP 200-2000  $\mu m$ , CCOS M 200-2000  $\mu m$ , CCOS MOP 50-200  $\mu m$ , CCOS M 50-200  $\mu m$ , CCOS 20-50  $\mu m$ , CCOS 0-20  $\mu m$  ;  $gC.100g^{-1}$  sol), et du C/N calculé au sein de chaque fraction (C/N M 200-2000  $\mu m$  fr. , C/N MOP 200-2000  $\mu m$  fr. , C/N M 50-200  $\mu m$  fr. , C/N MOP 50-200  $\mu m$  fr. , C/N 20-50  $\mu m$  fr. , C/N 0-20  $\mu m$  fr.). L'ACP permet de visualiser la répartition de la MOS entre les fractions et d'avoir une information sur la nature de la MOS dans ces fractions, en fonction des échantillons.



**Figure 50.** Présentation du plan obtenu par les deux premières dimensions de l'analyse en composantes principales des CCOS des fractions granulométriques dans le sol ( $gC.kg^{-1}$  sol) et des C/N calculés dans les fractions. Les variables ont été centrées réduites. La partie gauche présente les variables dans le plan (avec un dégradé de couleur en suivant le cosinus carré des variables dans le plan,  $\cos^2 \geq 0,2$ ). La partie de droite présente les individus répartis en deux groupes : les deux premiers horizons dans le sol des EV+ (EV+ H1/H2) vs. les sols scellés et les deux horizons profonds des EV+ (H3/H4 ; Scellé & EV+ H3/H4). Les ellipses entourent 80 % de l'intervalle de confiance des individus du groupe

Deux groupes d'échantillons ont pu être distingués : i) les échantillons collectés dans les deux premiers horizons H1 et H2 de sol des EV+ (profondeur maximale moyenne par profil =  $44 \pm 8$  cm) et ii) les échantillons obtenus dans les sols scellés et dans les deux derniers horizons H3 et H4 des EV+. La teneur massique de chaque fraction ( $Masse_{fr/sol}$  ;  $g$  fr. $kg^{-1}$  sol),

ainsi que la  $CCOS_{fr}$  ( $gC.kg^{-1} fr.$ ) et la  $CCOS_{fr/sol}$  (obtenue par le produit de  $Masse_{fr/sol}$  par  $CCOS_{fr}$ , divisé par 1000 ;  $gC.kg^{-1} sol$ ) ont été comparées entre ces deux groupes (EV+ 0-44 cm vs. Scellé & EV+ >44cm ; Tableau 21). La masse des fractions récupérées représente  $99,2 \pm 0,6$  % de la masse totale initiale, ce qui révèle une faible perte de matière lors du fractionnement. Le groupe EV+ 0-44 cm contient significativement plus de COS dans toutes les fractions étudiées que Scellé & EV+ >44 cm. Cette différence est notamment visible pour les MOP 50-2000  $\mu m$  où  $CCOS_{fr/sol}$  est très nettement plus élevée dans les EV+ 0-44 cm ( $11,4 gC.kg^{-1} sol$ ) que dans Scellé & EV+ >44 cm ( $0,6 gC.kg^{-1} sol$ ). Cette fraction représente 37 % de la  $CCOS_{fr/sol}$  totale (somme des  $CCOS_{fr/sol}$  de toutes les fractions) pour EV+ 0-44 cm et seulement 10 % pour Scellé & EV+ >44 cm. La fraction 0-50  $\mu m$ , en revanche, représente 66% de la  $CCOS_{fr/sol}$  totale pour Scellé & EV+ >44 cm et seulement 55 % pour EV+ 0-44 cm. Au sein de chaque groupe, tous les facteurs (Annexe 39), puis ceux ayant montré le plus d'effet (ville ou catégorie d'usage) ont été comparés (Tableau 21).

Concernant EV+ 0-44 cm, peu de différences significatives de  $CCOS_{fr/sol}$  sont visibles entre les villes. Néanmoins, dans la fraction M 50-200  $\mu m$ , Marseille a une  $CCOS_{fr/sol}$  ( $0,6 \pm 0,3 gC.kg^{-1}$ ) significativement plus élevée qu'à Nancy ( $0,2 \pm 0,0 gC.kg^{-1}$ ). Cette différence s'explique par la  $Masse_{fr/sol}$  de la fraction M 50-200  $\mu m$  significativement plus importante à Marseille que dans les deux autres villes (Tableau 21). De même, dans la fraction 20-50  $\mu m$ ,  $CCOS_{fr/sol}$  à Marseille ( $2,7 \pm 0,4 gC.kg^{-1}$ ) est significativement plus élevée qu'à Nancy et Nantes ( $1,2 \pm 0,4 gC.kg^{-1}$  et  $1,7 \pm 0,6 gC.kg^{-1}$ , respectivement). Cette différence s'explique d'une part, par la  $Masse_{fr/sol}$  de la fraction 20-50  $\mu m$  significativement plus élevée à Marseille qu'à Nancy ; et d'autre part, par la  $CCOS_{fr}$  dans cette fraction significativement plus élevée à Marseille qu'à Nantes.

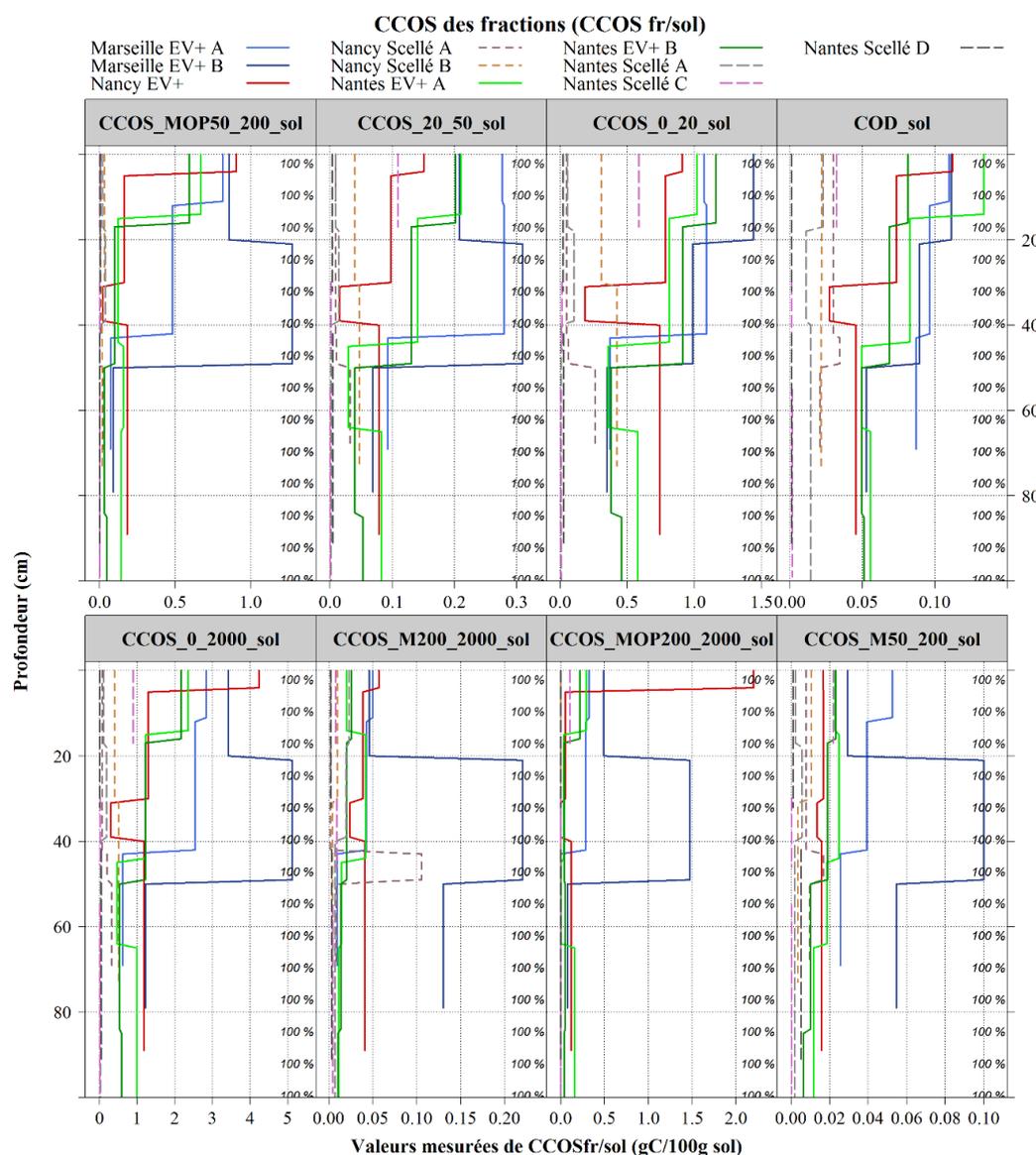
Concernant Scellé & EV+ >44 cm, la comparaison entre les EV+ et les sols scellés, montre que  $CCOS_{fr/sol}$  de chaque fraction est significativement plus élevée dans les EV+ que dans les sols scellés. Concernant la distribution de  $CCOS_{fr/sol}$  totale entre les fractions, les EV+ sont caractérisés par une proportion de MOP 50-2000  $\mu m$  trois fois plus élevée que dans les sols scellés (18 % vs. 6 %). Les sols scellés sont, quant à eux, caractérisés par une proportion plus élevée de  $CCOS_{fr/sol}$  dans M 50-2000  $\mu m$  que les EV+ (19 % vs. 7 %), ainsi que dans COD (14 % vs. 8 %), le reste des proportions étant similaire entre les deux catégories de sol.

### CHAPITRE 3. Carbone organique à l'échelle du profil de sol

**Tableau 21. Masse de sol et teneurs en carbone organique (CCOS, par fraction, gC.kg<sup>-1</sup> fr. et dans le sol, gC.kg<sup>-1</sup> sol), pour chaque fraction granulométrique de la MOS, dans les deux groupes EV+ 0-44 cm et Scellé & EV+ >44 cm ; puis, par ville pour le premier groupe et par type d'usage pour le second. Les symboles « \* », « \*\* », « \*\*\* » signifient que la comparaison multiple (Kruskal-Wallis ou ANOVA, p = 0,05) a donné respectivement p < 0,05, 0,001 < p < 0,01 et p < 0,001. Lorsque seulement deux modalités étaient comparées, les symboles ont été ajoutés à la modalité présentant significativement la plus forte valeur. Les lettres sont le résultat des tests post-hoc (Dunn ou LSD) : la lettre « a » est attribuée au site présentant la valeur du paramètre la plus élevée.**

Variable	Fraction (µm)	EV+ 0-44 cm			Scellé & EV+ >44 cm		Groupe	
		Ville			Usage		EV+ 0-44 cm	Scellé & EV+>44cm
		Marseille	Nancy	Nantes	EV+	Scellé		
n=4	n=2	n=4	n=8	n=14	n=10	n=22		
Masse (g fr.kg <sup>-1</sup> sol)	M 200-2000	125,2 (39,4)b**	465,9 (11,3)a	168,3 (26,7)b	248,7 (215,8)	542,2 (418,4)	210,6 (138,9)	435,5 (380,5)
	MOP 200-2000	24,3 (16,9)	107,5 (144,9)	11,0 (9,0)	4 (4,4)**	1,0 (2,1)	35,6 (62,7)***	2,1 (3,4)
	M 50-200	258,1 (22,7)a***	96,2 (26,1)c	197,5 (12,9)b	184,6 (61,8)	136,9 (134,7)	201,5 (64,8)	154,3 (114,3)
	MOP 50-200	65,4 (10,6)	44,9 (41,6)	61,4 (26,1)	17,2 (5,9)	13,3 (15,0)	59,7 (22,8)***	14,7 (12,4)
	20-50	203,8 (16,7)a***	89 (45,4)b	265,3 (26,1)a	220,3 (91,5)**	84,5 (79,8)	205,5 (71,8)	133,9 (105,8)
	0-20	308 (22,6)	180,6 (100,6)	286,5 (25,4)	315,3 (77,0)	218,2 (238,0)	273,9 (63,5)	253,5 (198,3)
CCOS (gC.kg <sup>-1</sup> fr)	M 200-2000	10,4 (14,3)a*	1,0 (0,3)b	1,6 (0,5)ab	4,4 (10,2)	0,8 (0,9)	5,0 (9,5)**	2,1 (6,2)
	MOP 200-2000	247,8 (50,8)a**	106,9 (3,2)b	122,6 (18,7)b	127,6 (123,2)**	9,0 (33,8)	169,5 (74,5)**	52,1 (95,8)
	M 50-200	2,1 (1,2)	1,8 (0,5)	1,1 (0,2)	1,0 (0,5)	0,6 (0,5)	1,7 (0,9)**	0,8 (0,5)
	MOP 50-200	129,4 (37,7)a*	113,4 (12,1)ab	51,9 (27)b	62 (46,6)**	10,3 (15,9)	95,2 (46,5)***	29,1 (39,1)
	20-50	13,1 (1,4)a*	17,3 (13,1)ab	6,4 (1,0)b	3,1 (2,4)	2,5 (2,0)	11,3 (6,3)***	2,7 (2,1)
	0-20	37,3 (6,5)	57,1 (36,7)	34,4 (7,2)	14,3 (7,6)*	7,9 (4,4)	40,1 (16,2)***	10,2 (6,4)
CCOS (gC.kg <sup>-1</sup> sol)	Fraction <2000	34,8 (11,5)	27,6 (20,8)	17,4 (6,1)	7,3 (3,5)**	2,0 (2,6)	26,4 (13,1)***	3,9 (3,9)
	M 200-2000	0,9 (0,9)	0,5 (0,1)	0,3 (0,1)	0,3 (0,4)**	0,1 (0,3)	0,6 (0,6)***	0,2 (0,3)
	MOP 200-2000	6,4 (5,6)	11,3 (15,1)	1,4 (1,3)	0,6 (0,6)**	0,1 (0,3)	5,4 (7,2)***	0,2 (0,5)
	M 50-200	0,6 (0,3)a*	0,2 (0,0)b	0,2 (0,0)ab	0,2 (0,2)**	0,1 (0,1)	0,3 (0,3)***	0,1 (0,1)
	MOP 50-200	8,6 (3,3)	5,3 (5,3)	3,7 (3,0)	0,9 (0,6)***	0,1 (0,1)	6,0 (3,9)***	0,4 (0,5)
	20-50	2,7 (0,4)a**	1,2 (0,4)b	1,7 (0,4)b	0,6 (0,3)**	0,2 (0,3)	2,0 (0,7)***	0,3 (0,3)
	0-20	11,5 (2,0)	8,5 (0,9)	9,8 (1,5)	4,3 (1,7)**	1,4 (1,8)	10,2 (1,9)***	2,4 (2,3)
	COD	1,0 (0,1)	0,9 (0,3)	0,9 (0,3)	0,5 (0,2)***	0,2 (0,1)	1,0 (0,2)***	0,3 (0,2)
Distrib. (%)	M 200-2000	2,5 (1,6)	2,2 (1,3)	1,7 (1,1)	4,5 (5,2)	15,0 (15,9)	2,1 (1,3)	11,2 (13,8)
	MOP 200-2000	18,2 (10,1)	27,5 (32,6)	6,8 (4,8)	6,1 (5,5)	0,9 (3,2)	15,5 (15,1)	2,8 (4,8)
	M 50-200	1,7 (0,6)	0,9 (0,7)	1,4 (0,5)	2,9 (2,0)	4,0 (3,4)	1,4 (0,6)	3,6 (3,0)
	MOP 50-200	26,7 (4,1)	17,0 (5,4)	17,9 (10,6)	11,9 (6,2)	5,2 (6,1)	21,2 (8,3)	7,6 (6,8)
	20-50	9,0 (2,7)	5,7 (3,2)	9,7 (1,1)	7,7 (2,9)	7,1 (3,3)	8,6 (2,5)	7,3 (3,1)
	0-20	38,5 (11,4)	42,4 (30,4)	57,2 (12,8)	59,1 (8,4)	53,8 (18,3)	46,8 (16,8)	55,7 (15,4)
	COD	3,4 (1,0)	4,3 (2,4)	5,3 (1,3)	7,8 (2,9)	14,1 (14,6)	4,3 (1,5)	11,8 (12,0)

Concernant l'effet de la profondeur sur  $CCOS_{fr/sol}$  des fractions, la figure 51 présente les  $CCOS_{fr/sol}$  de chaque fraction ainsi que  $CCOS$  de la fraction  $< 2 \text{ mm}$  ( $\text{gC} \cdot 100^{-1} \text{g sol}$ ), le long de chaque profil de sol. Pour les EV+, très peu d'évolution est visible au-delà de 40-50 cm de profondeur. De même, il semble que dans les sols scellés (pour lesquels la surface correspond au début du sol), l'évolution de  $CCOS_{fr/sol}$  le long des profils, soit très faible.



**Figure 51.** Evolution de la teneur en carbone organique de la terre fine ( $CCOS_0_2000_{sol}$ ) et de la teneur en carbone organique de chaque fraction granulodensimétrique de la MOS dans le sol ( $\text{gC} \cdot 100\text{g}^{-1} \text{sol}$ ), le long de chaque profil de sol (package AQP ; Beaudette et al., 2013).  $CCOS_{M200_2000_{sol}}$  est la teneur en carbone organique ( $CCOS_{fr/sol}$ ) de la fraction minérale 200-2000  $\mu\text{m}$  ;  $CCOS_{MOP200_2000_{sol}}$  est la  $CCOS_{fr/sol}$  de la fraction de matières organiques particulières (MOP) 200-2000  $\mu\text{m}$  ;  $CCOS_{M50_200_{sol}}$  est la  $CCOS_{fr/sol}$  de la fraction minérale 50-200  $\mu\text{m}$  ;  $CCOS_{MOP50_200_{sol}}$  est la  $CCOS_{fr/sol}$  de la fraction de MOP 50-200  $\mu\text{m}$  ;  $CCOS_{20_50_{sol}}$  est la  $CCOS_{fr/sol}$  de la fraction 20-50  $\mu\text{m}$  ;  $CCOS_{0_20_{sol}}$  est la  $CCOS_{fr/sol}$  de la fraction 0-20  $\mu\text{m}$  ;  $COD_{sol}$  est la  $CCOS_{fr/sol}$  dissoute. Les pourcentages représentent la proportion d'échantillons contribuant au résultat pour chaque couche de 1 cm de sol (ici systématiquement 100%, car échelle = profil de sol). Dans le cas des sols scellés, la profondeur 0 correspond au début du sol (sous les couches imperméables).

### 3.5. Déficit de carbone

L'équation Eq. 5 (section 1.8.5 ; p. 39) a été utilisée pour estimer la CCOS à saturation des sols ( $CCOS_{sat}$ ), à partir des teneurs en argiles et limons fins (fraction 0-20  $\mu m$ ) entre 0-30 cm et 30-80 cm de profondeur. Le déficit en COS de cette fraction ( $CCOS_{def}$ ) a donc pu être déterminé par différence de  $CCOS_{sat}$  et  $CCOS_{fr/sol}$  de cette fraction, pour chaque site d'étude (Tableau 22).

A 0-30 cm, sans distinction des usages, la  $CCOS_{sat}$  est comprise entre 11,2  $gC.kg^{-1}$  à Nantes Scellé et 25,6  $gC.kg^{-1}$  à Nancy Scellé, celles des EV+ étant intermédiaires.

Au sein des EV+, le pourcentage de saturation est élevé ( $\geq 50\%$ ). La  $CCOS_{def}$  et le déficit de SCOS ( $SCOS_{def}$ ) sont très similaires entre les trois sites EV+ ( $CCOS_{def}$  comprise entre  $10,0 \pm 4,1$  et  $8,1 \pm 1,6 g.kg^{-1}$  ;  $SCOS_{def}$  compris entre  $3,0 \pm 1,4 kgC.m^{-2}$  et  $2,5 \pm 0,2 kgC.m^{-2}$ ). Pour les sols scellés, les  $CCOS_{def}$  et  $SCOS_{def}$  sont variables :  $CCOS_{def}$  est respectivement de  $23,9 \pm 3,5 g.kg^{-1}$  et  $9,6 \pm 19,3 g.kg^{-1}$  et  $SCOS_{def}$  est respectivement de  $8,7 \pm 4,6 kgC.m^{-2}$ ,  $3,0 \pm 1,9 kgC.m^{-2}$  à Nancy et Nantes.

**Tableau 22. Description pour chaque site d'étude, respectivement entre 0-30 et 30-100 cm de profondeur, de la teneur en carbone organique à saturation dans la fraction 0-20  $\mu m$  (selon la formule d'Hassink, 1997 ;  $CCOS_{sat}$ ), des teneurs en argiles et limons fin (nécessaires au calcul de  $CCOS_{sat}$ ), de la teneur en carbone organique réel dans la fraction 0-20  $\mu m$ . Pour chaque site, présentation i) du déficit de carbone dans la fraction 0-20  $\mu m$  ( $CCOS_{def}$ ), calculé comme la différence entre  $CCOS_{sat}$  et  $CCOS_{réel}$ , ii) du pourcentage de saturation et iii) du déficit du stock de carbone organique ( $SCOS_{def}$ , calculé en utilisant Eq. 4, à partir de  $CCOS_{def}$ ).**

Couche de sol(cm)	Site	Argile <sup>1</sup>	Limon Fin <sup>1</sup>	$CCOS_{sat}$ <sup>1</sup>	$CCOS_{réel}$ <sup>1</sup>	$CCOS_{def}$ <sup>1</sup>	% saturation <sup>2</sup>	$SCOS_{def}$ <sup>3</sup>
0-30 cm	Marseille EV+	328,8 $\pm$ 9,8	153,7 $\pm$ 4,7	21,9 $\pm$ 4	11,9 $\pm$ 0,9	10,0 $\pm$ 4,1	54,3 $\pm$ 10,7	3,0 $\pm$ 1,4
	Nancy EV+	205,5 $\pm$ 5,5	119,4 $\pm$ 2	16,1 $\pm$ 2,2	8,1 $\pm$ 0,2	8,1 $\pm$ 2,2	50,3 $\pm$ 7,0	2,7 $\pm$ 0,4
	Nantes EV+	175 $\pm$ 1,6	199,3 $\pm$ 3,7	17,9 $\pm$ 1,5	9,8 $\pm$ 0,6	8,1 $\pm$ 1,6	54,7 $\pm$ 5,7	2,5 $\pm$ 0,2
	Nancy Scellé	330,5 $\pm$ 6,9	252,1 $\pm$ 6,2	25,6 $\pm$ 3,4	1,8 $\pm$ 0,8	23,9 $\pm$ 3,5	7,0 $\pm$ 3,2	8,7 $\pm$ 4,6
	Nantes Scellé	87,5 $\pm$ 40,1	104,8 $\pm$ 33,1	11,2 $\pm$ 19,3	1,6 $\pm$ 1,2	9,6 $\pm$ 19,3	14,3 $\pm$ 26,9	3,0 $\pm$ 1,9
30-80	Marseille EV+	350,8 $\pm$ 7,2	178,6 $\pm$ 3,8	23,7 $\pm$ 3	5,8 $\pm$ 0,6	17,9 $\pm$ 3,1	24,5 $\pm$ 4,0	12,1 $\pm$ 2,1
	Nancy EV+	148 $\pm$ 6,9	89,3 $\pm$ 4,6	12,9 $\pm$ 3,1	6,4 $\pm$ 0,4	6,4 $\pm$ 3,1	49,6 $\pm$ 12,3	3,1 $\pm$ 0,6
	Nantes EV+	169,3 $\pm$ 3,8	189,0 $\pm$ 1,3	17,3 $\pm$ 1,5	5,8 $\pm$ 0,6	11,6 $\pm$ 1,6	33,5 $\pm$ 4,5	5,2 $\pm$ 0,9
	Nancy Scellé	367,5 $\pm$ 47,5	290,9 $\pm$ 37,2	28,4 $\pm$ 22,3	3,2 $\pm$ 0,6	25,3 $\pm$ 22,3	11,3 $\pm$ 9,1	16 $\pm$ 5,2
	Nantes Scellé	13,6 $\pm$ 4,8	15,4 $\pm$ 9,2	5,2 $\pm$ 3,9	0,2 $\pm$ 0,1	4,9 $\pm$ 3,9	3,8 $\pm$ 3,4	3,1 $\pm$ 1,1

<sup>1</sup> exprimé en  $g.kg^{-1}$

<sup>2</sup> exprimé en %

<sup>3</sup> exprimé en  $kgC.m^{-2}$

A 30-80 cm, la  $CCOS_{sat}$  est plus hétérogène : entre  $5,2 \text{ gC.kg}^{-1}$  à Nantes Scellé et  $28,4 \text{ gC.kg}^{-1}$  à Nancy Scellé, celles des EV+ étant intermédiaires.

Au sein des EV+, le pourcentage de saturation est plus faible qu'à 0-30 cm ( $\leq 50 \%$ ). La  $CCOS_{def}$  et le déficit de SCOS ( $SCOS_{def}$ ) sont également plus hétérogènes entre les trois sites EV+ ( $CCOS_{def}$  comprise entre  $6,4 \pm 3,1$  et  $17,9 \pm 3,1 \text{ g.kg}^{-1}$ ;  $SCOS_{def}$  compris entre  $3,1 \pm 0,6 \text{ kgC.m}^{-2}$  et  $12,1 \pm 2,1 \text{ kgC.m}^{-2}$ ).

Dans les sols scellés, le déficit est plus variable que dans les EV+ ( $CCOS_{def}$  compris entre  $4,9 \pm 3,9 \text{ gC.kg}^{-1}$  à Nantes et  $25,3 \pm 22,3 \text{ g.kg}^{-1}$  à Nancy;  $SCOS_{def}$  compris entre  $3,1 \pm 1,1 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Nantes et  $16,0 \pm 5,2 \text{ kgC.m}^{-2}$  à Nancy). L'évolution du pourcentage de saturation de CCOS avec la profondeur est contraire entre les deux sites scellés : il augmente avec la profondeur pour Nancy Scellé ( $7,0 \pm 3,2 \%$  à 0-30 cm de profondeur vs.  $11,3 \pm 9,1 \%$  à 30-100 cm de profondeur), et diminue pour Nantes Scellé ( $14,3 \pm 26,9 \%$  à 0-30 cm de profondeur vs.  $3,8 \pm 3,4 \%$  à 30-100 cm de profondeur).

L'annexe 40 présente les  $CCOS_{def}$  et  $SCOS_{def}$  pour chaque horizon et chaque profil de sol.

### 3.6. Biomasse et diversité microbiennes à l'échelle du profil de sol

#### 3.6.1. Biomasse et densité microbienne

La corrélation entre la biomasse moléculaire et CCOS microbien, obtenue par la méthode de fumigation/extraction a été étudiée : ces deux paramètres sont très corrélés linéairement ( $R^2_{adj} = 0,86$  ; Figure 52). L'équation permettant de calculer CCOS microbien à partir de la biomasse moléculaire est donné dans la figure 52 ; ainsi il est également possible de calculer la biomasse moléculaire ( $\mu\text{g ADN.g}^{-1} \text{ sol}$ ) à partir de CCOS microbien ( $\mu\text{gC.g}^{-1} \text{ sol}$ ) :

$$\text{Biomasse moléculaire} = 0,25 \times \text{CCOS microbien} - 0,8$$

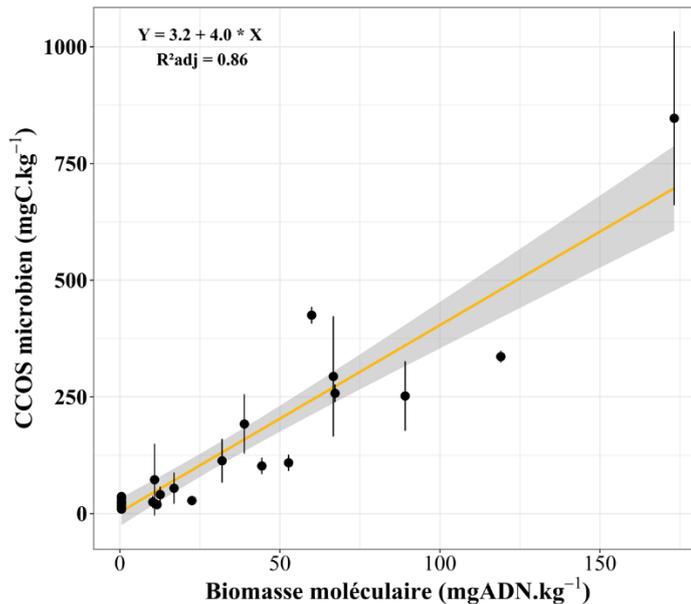
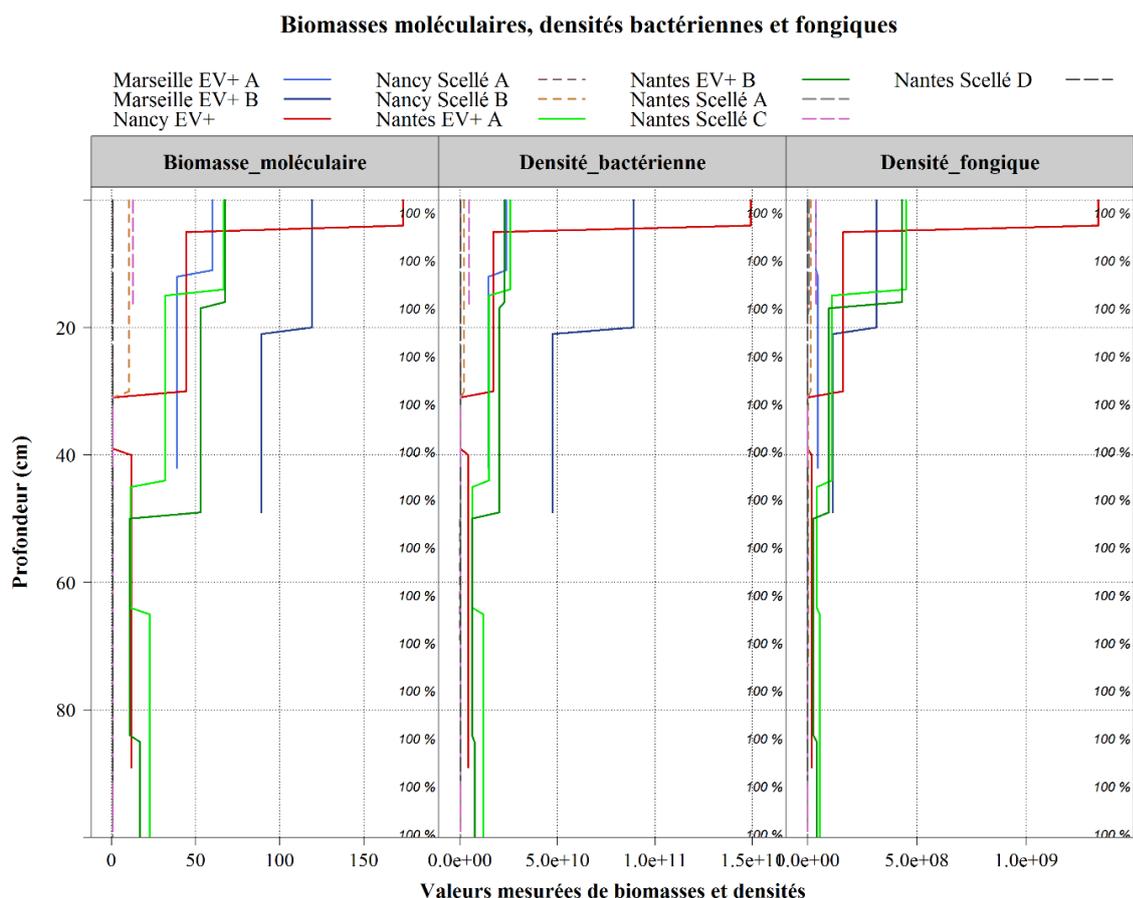


Figure 52. Régression linéaire entre la biomasse moléculaire (mgADN.kg<sup>-1</sup>) et la teneur en carbone organique microbien (CCOS microbien, mgC.kg<sup>-1</sup>). L'équation est écrite à l'intérieur du graphe, la partie grisée est l'intervalle de confiance de la droite ; R<sup>2</sup>adj est le coefficient de détermination ajusté.

La biomasse moléculaire, ainsi que les densités bactérienne et fongique ont été étudiées pour chaque site EV+ et scellé. Pour des valeurs de biomasse moléculaire en dessous du seuil de détection (sols scellés), l'attribution d'une valeur par défaut a été réalisée (0,5 µg ADN.mg<sup>-1</sup> sol). De la même manière que pour l'étude de la stabilité du COS, nous avons poursuivi nos comparaisons entre les groupes EV+ 0-44 cm et Scellé & EV+ >44 cm de sols. En effet, à partir de 40-50 cm de profondeur pour les EV+, très peu d'évolution des biomasses moléculaires et densités bactériennes et fongiques est visible, et leurs valeurs sont proches de celles des sols scellés. Dans les sols scellés, l'évolution de ces paramètres le long des profils de sol, est très faible (Figure 53).



**Figure 53.** Evolution de i) la biomasse moléculaire ( $\mu\text{g ADN.g}^{-1}$  sol), ii) densité bactérienne (nombre de copies  $16\text{S.g}^{-1}$  sol) ; iii) densité fongique (nombre de copies  $18\text{S.g}^{-1}$  sol), le long de chaque profil de sol (package AQP ; Beaudette et al., 2013). Les pourcentages représentent la proportion d'échantillons contribuant au résultat pour chaque couche de 1 cm de sol (ici systématiquement 100%, car échelle = profil de sol). Dans le cas des sols scellés, la profondeur 0 correspond au début du sol (sous les couches imperméables).

Nous avons donc étudié les corrélations entre la profondeur et ces paramètres (biomasse moléculaire, densité bactérienne et densité fongique), pour chaque catégorie de sols (EV+ et scellé ; Figure 54).

Dans les sols EV+, la biomasse moléculaire et densités bactérienne et fongique sont négativement corrélées au barycentre de l'horizon : par une fonction inverse pour la biomasse moléculaire ( $R^2_{\text{adj}} = 0,66$ ) et par des fonctions inverses au carré pour les densités bactérienne et fongique ( $R^2_{\text{adj}} = 0,70$  et  $R^2_{\text{adj}} = 0,85$ , respectivement). Dans les sols scellés, les corrélations entre les densités bactérienne et fongique avec le barycentre de l'horizon sont beaucoup moins évidentes ( $R^2_{\text{adj}} = 0,37$  et  $R^2_{\text{adj}} = 0,53$ , respectivement).

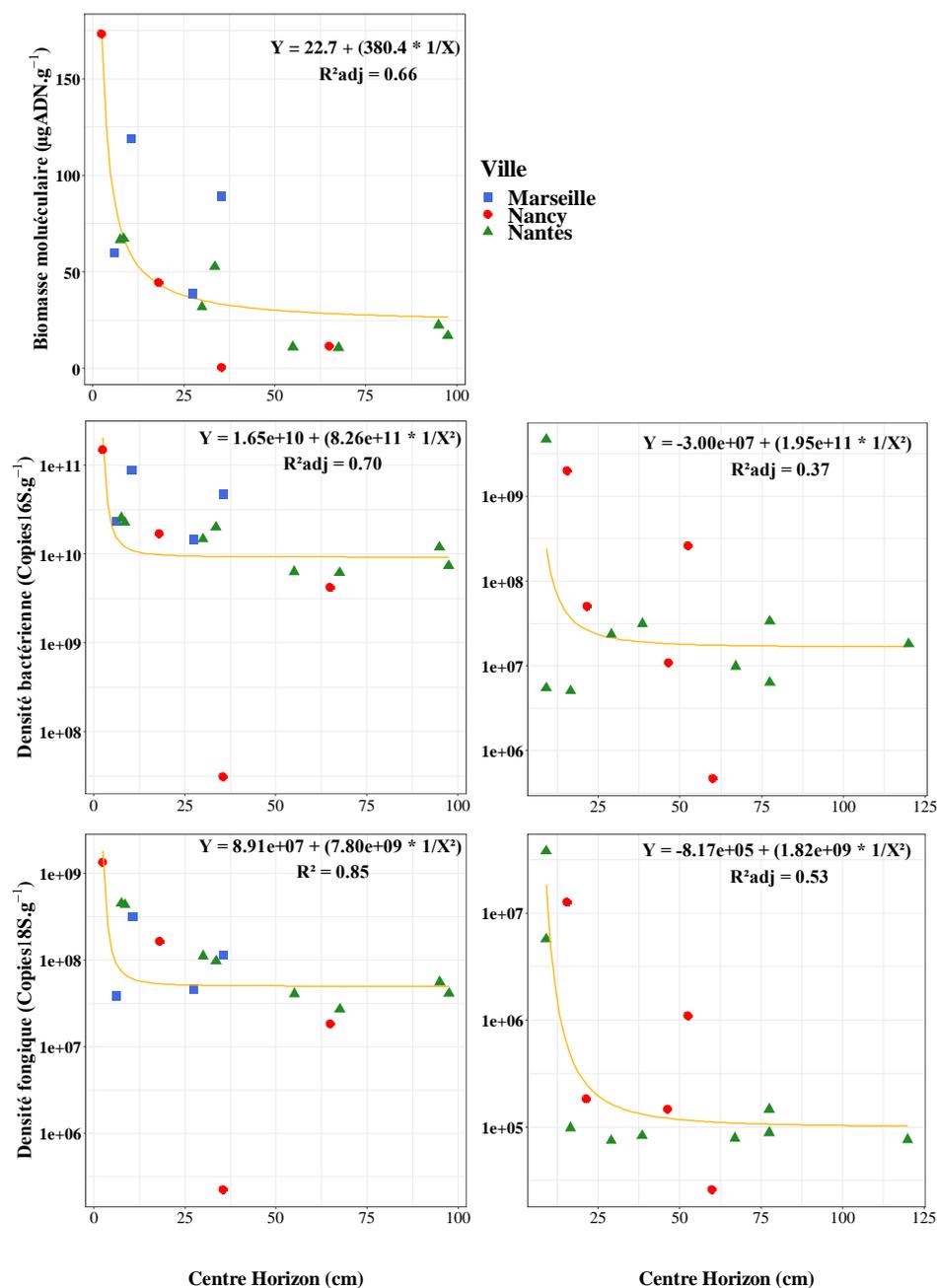
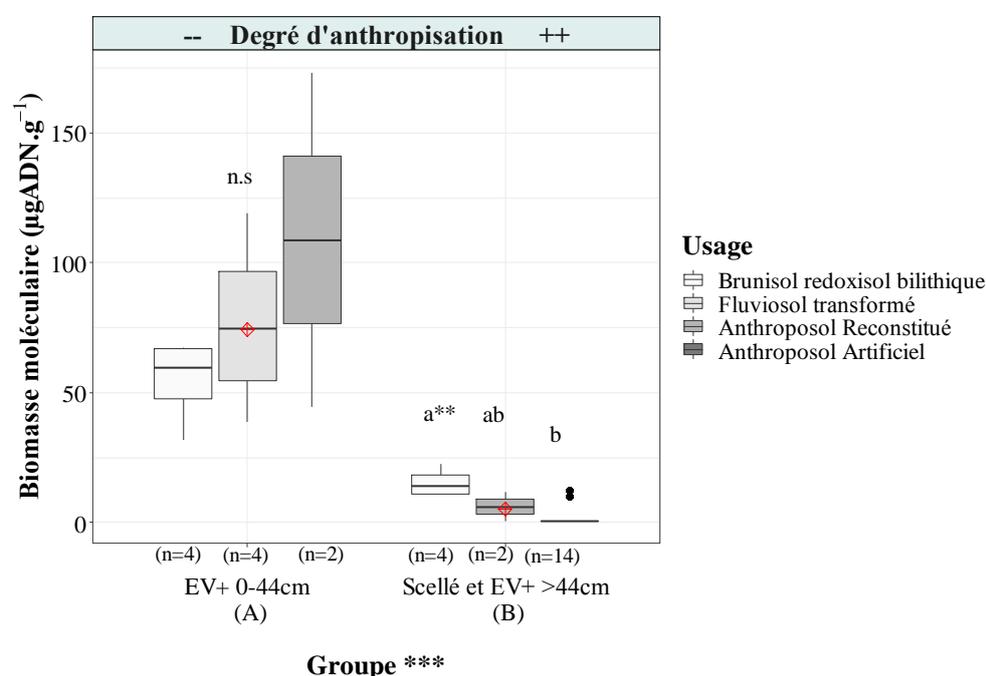


Figure 54. Régressions non linéaires entre i) la biomasse moléculaire, ii) les densités bactériennes, iii) densités fongiques (de haut en bas) et le centre de l'horizon (cm) pour chaque échantillon prélevé : 1) dans les EV+ (partie gauche), 2) dans les sols scellés (partie droite). Une distinction entre les villes d'étude est mise en évidence (même code couleur entre les graphes). L'équation de chaque régression est écrite à l'intérieur de chaque graphe, R<sup>2</sup>adj est le coefficient de détermination ajusté.

Nous avons finalement comparé la biomasse moléculaire et densités bactérienne et fongique entre les deux groupes de sols (EV+ 0-44 cm et Scellé & EV+ > 44 cm).

La figure 55 montre les résultats de comparaison de la biomasse moléculaire entre les deux groupes, qui est significativement différente entre eux ( $p < 0,001$  ;  $74,3 \pm 43,1 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$  pour EV+ 0-44 cm et  $5,1 \pm 6,9 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$  pour Scellé & EV+ >44 cm). Au sein de chaque groupe,

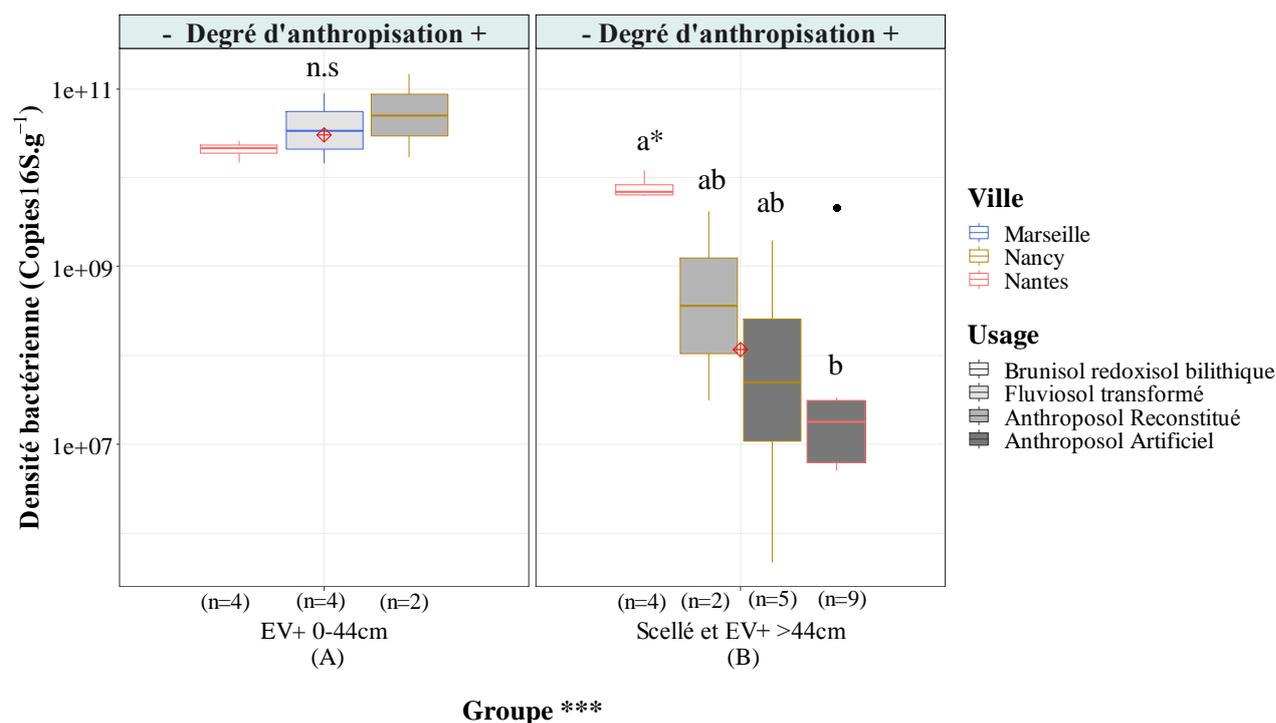
les sites sont rangés par degré d'anthropisation croissant (celui-ci ayant été observé sur le terrain). Bien que la différence ne soit pas significative, il semble y avoir une augmentation de la biomasse moléculaire avec le degré d'anthropisation dans le groupe EV+ 0-44 cm ( $54,6 \pm 16,6 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$ ,  $76,7 \pm 34,9 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$ ,  $108,7 \pm 91,1 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$  dans le Brunisol redoxisol bilithique, le Fluvisol transformé et l'Anthroposol reconstitué, respectivement). Dans le groupe Scellé & EV+ >44 cm, il y a une diminution significative le long du degré d'anthropisation ( $15,3 \pm 5,5 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$ ,  $6,1 \pm 7,9 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$ ,  $2,1 \pm 4,0 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$  dans le Brunisol redoxisol bilithique, l'Anthroposol reconstitué et l'Anthroposol artificiel, respectivement).



**Figure 55. Répartition des biomasses moléculaires du sol ( $\mu\text{g ADN.g}^{-1}$  sol) par groupe : EV+ 0-44 cm et Scellé & EV+ > 44 cm. Puis, au sein de chaque groupe, répartition des biomasses moléculaires en fonction de la classe pédologique : de gauche à droite, le degré d'anthropisation des sites d'étude augmente pour chaque groupe. La ligne horizontale à l'intérieur des boîtes représente la médiane, le symbole en forme de losange représente la moyenne. Les mentions « \*\*\* » et « \*\* » indiquent que les comparaisons multiples ont montré  $p < 0,001$  et  $0,001 < p < 0,01$ , respectivement. Les lettres indiquent les différences significatives entre les modalités ( $p = 0,05$ ) : « a » et « A » sont attribués à la modalité de facteur ayant les valeurs de biomasse moléculaire les plus élevées ; n est l'effectif par modalité de facteur. La mention « n.s » signifie que la comparaison n'a montré aucune différence significative entre les modalités.**

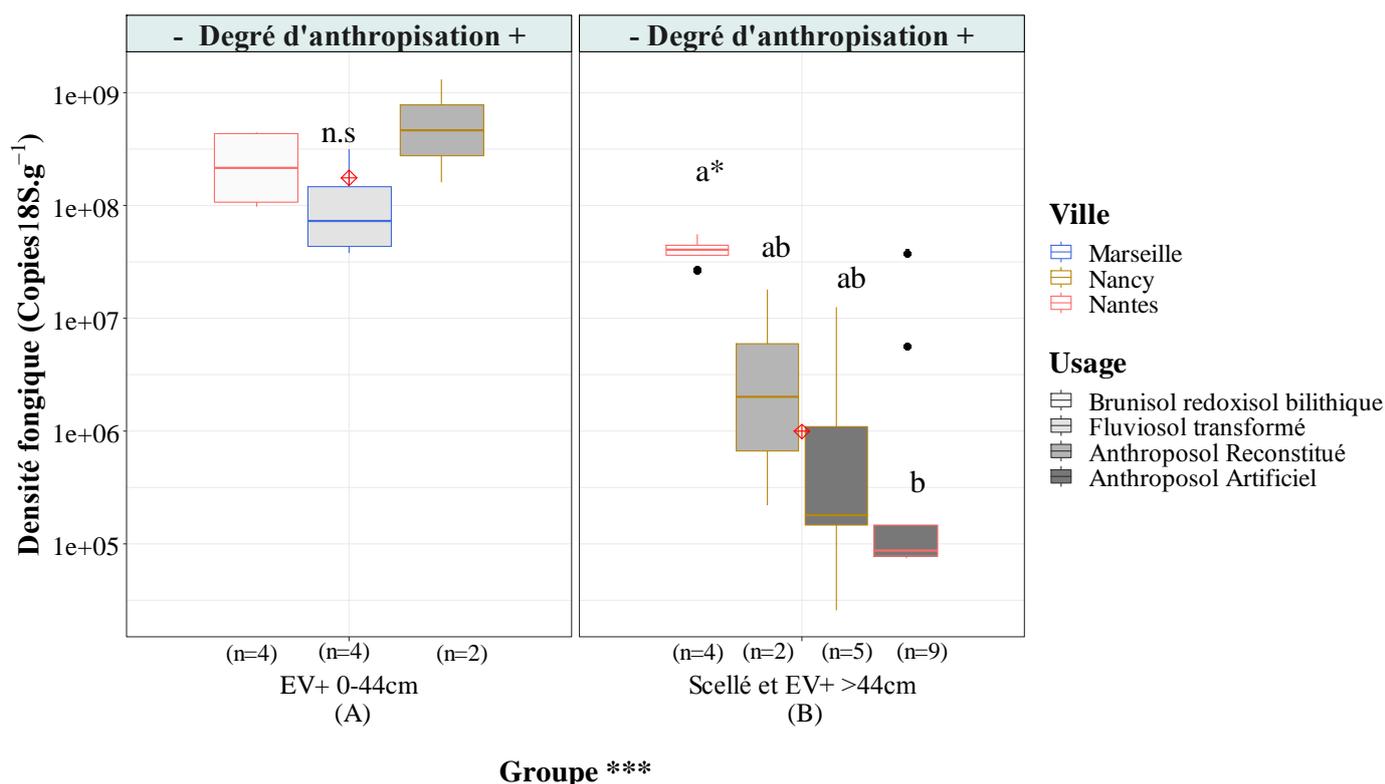
La figure 56 montre les résultats de comparaison entre les deux groupes, pour la densité bactérienne, qui est, elle aussi, significativement supérieure dans les EV+ 0-44 cm par rapport au Scellé & EV+ >44 cm ( $p < 0,001$  ;  $4,2 \cdot 10^{10} \pm 4,4 \cdot 10^{10}$  copies 16S.g<sup>-1</sup> pour EV+ 0-44 cm et  $2,2 \cdot 10^9 \pm 3,4 \cdot 10^9$  copies 16S.g<sup>-1</sup> pour Scellé & EV+ >44 cm). Au sein de chaque groupe, les sites sont rangés par degré d'anthropisation croissant. Aucune différence significative n'est

mise en évidence entre les sites de EV+ 0-44 cm (densité bactérienne comprise entre  $2,1 \cdot 10^{10} \pm 4,6 \cdot 10^9$  copies 16S.g<sup>-1</sup> à Nantes et  $8,3 \cdot 10^{10} \pm 9,3 \cdot 10^{10}$  copies 16S.g<sup>-1</sup> à Nancy). Dans le groupe Scellé & EV+ >44 cm, il y a une diminution de la densité bactérienne le long du degré d'anthropisation ( $8,0 \cdot 10^9 \pm 2,7 \cdot 10^9$  copies 16S.g<sup>-1</sup>,  $2,1 \cdot 10^9 \pm 3,0 \cdot 10^9$  copies 16S.g<sup>-1</sup>,  $4,6 \cdot 10^8 \pm 8,5 \cdot 10^8$  copies 16S.g<sup>-1</sup> et  $5,3 \cdot 10^8 \pm 1,5 \cdot 10^9$  copies 16S.g<sup>-1</sup> dans le Brunisol redoxisol bilithique, l'Anthroposol reconstitué et les deux Anthroposols artificiels de Nancy et Nantes, respectivement). Cependant, la densité bactérienne n'est significativement différente qu'entre Nantes EV+ > 44 cm (Brunisol redoxisol bilithique) et Nantes Scellé (Anthroposol artificiel ; p<0,05), montrant une forte variabilité de ce groupe à Nantes qui n'est pas observée à Nancy. Notons que le coefficient de variation au sein des sites atteint des valeurs élevées, notamment dans le groupe Scellé & EV+ >44 cm (CV compris entre 33,7 % à Nantes EV+ > 44 cm et 290,6 % à Nantes Scellé).



**Figure 56. Répartition des densités bactériennes du sol (Copies 16S.g<sup>-1</sup> sol) par groupe : EV+ 0-44 cm et Scellé & EV+ > 44 cm. Dans chaque groupe, répartition des densités bactériennes en fonction de la classe pédologique et de la ville : de gauche à droite, le degré d'anthropisation des sites d'étude augmente pour chaque groupe. La ligne horizontale à l'intérieur des boîtes représente la médiane, le symbole en forme de losange représente la moyenne. Les mentions « \*\*\* » et « \* » indiquent que les comparaisons multiples ont montré p < 0,001 et p < 0,05, respectivement. Les lettres indiquent les différences significatives entre les modalités (p = 0,05) : « a » et « A » sont attribués à la modalité de facteur ayant les valeurs de densité bactérienne les plus élevées ; n est l'effectif par modalité de facteur. La mention « n.s » signifie que la comparaison n'a montré aucune différence significative entre les modalités.**

La figure 57 montre les résultats de comparaison entre les deux groupes, pour la densité fongique, qui présente de nombreuses similarités avec la densité bactérienne. En effet, la densité fongique est significativement plus élevée dans les EV+ 0-44 cm que dans les Scellé & EV+ >44 cm ( $p < 0,001$  ;  $3,1 \cdot 10^8 \pm 3,9 \cdot 10^8$  copies 18S.g<sup>-1</sup> pour EV+ 0-44 cm et  $1,2 \cdot 10^7 \pm 1,8 \cdot 10^7$  copies 18S.g<sup>-1</sup> pour Scellé & EV+ >44 cm). Au sein de chaque groupe, les sites sont rangés par degré d'anthropisation croissant. Aucune différence significative n'est mise en évidence entre les sites de EV+ 0-44 cm (densité fongique comprise entre  $1,3 \cdot 10^8 \pm 1,3 \cdot 10^8$  copies 18S.g<sup>-1</sup> à Marseille et  $7,5 \cdot 10^8 \pm 8,3 \cdot 10^8$  copies 18S.g<sup>-1</sup> à Nancy). Dans le groupe Scellé & EV+ >44 cm, la densité fongique diminue significativement le long du degré d'anthropisation ( $4,1 \cdot 10^7 \pm 1,2 \cdot 10^7$  copies 18S.g<sup>-1</sup>,  $9,1 \cdot 10^6 \pm 1,3 \cdot 10^7$  copies 18S.g<sup>-1</sup>,  $2,8 \cdot 10^6 \pm 5,5 \cdot 10^6$  copies 18S.g<sup>-1</sup> et  $4,9 \cdot 10^6 \pm 1,3 \cdot 10^7$  copies 18S.g<sup>-1</sup> dans le Brunisol redoxisol bilithique, l'Anthroposol reconstitué et les deux Anthroposols artificiels de Nancy et Nantes, respectivement). Cependant, la densité fongique n'est significativement différente qu'entre les sols de Nantes EV+ > 44 cm (Brunisol redoxisol bilithique) et Nantes Scellé (Anthroposol artificiel ;  $p < 0,05$ ). Comme pour la densité bactérienne, le CV au sein des sites de Scellé & EV+ >44 cm (et particulièrement des sols scellés) atteint des valeurs élevées (CV de 28,3 % à Nantes EV+, 138,0 % à Nancy EV+, 195,3 % à Nancy Scellé et 254,4 % à Nantes Scellé).



**Figure 57. Répartition des densités fongiques du sol (Copies 18S.g<sup>-1</sup> sol) par groupe : EV+ 0-44 cm et Scellé & EV+ > 44 cm. Dans chaque groupe, répartition des densités fongiques en fonction de la classe pédologique et de la ville : de gauche à droite, le degré d'anthropisation des sites d'étude augmente pour chaque groupe. La ligne horizontale à l'intérieur des boîtes représente la médiane, le symbole en forme de losange représente la moyenne. Les mentions « \*\*\* » et « \* » indiquent que les comparaisons multiples ont montré  $p < 0,001$  et  $p < 0,05$ , respectivement. Les lettres indiquent les différences significatives entre les modalités ( $p = 0,05$ ) : « a » et « A » sont attribués à la modalité de facteur ayant les valeurs de densité fongique les plus élevées ; n est l'effectif par modalité de facteur. La mention « n.s » signifie que la comparaison n'a montré aucune différence significative entre les modalités.**

### 3.6.2. Diversité microbienne

Le calcul des indices de diversité microbienne a été réalisé pour chaque site d'étude, tous horizons confondus. En effet, la profondeur n'a pas d'effet significatif sur les indices de diversité bactérienne et fongique (données non présentées).

### CHAPITRE 3. Carbone organique à l'échelle du profil de sol

**Tableau 23. Description des richesses, indices de Shannon, de Simpson et d'Evenness pour les communautés bactériennes et fongiques de chaque site d'étude, rangés par degré d'anthropisation croissant.** Les mentions « \*\*\* » et « \*\* » indiquent que les comparaisons multiples ont montré  $p < 0,001$  et  $0,001 < p < 0,01$ , respectivement. Les lettres indiquent les différences significatives entre les modalités ( $p = 0,05$ ) : « a » est attribuée à la modalité de facteur présentant les valeurs du paramètre étudié les plus élevées ; N est l'effectif par modalité de facteur. La mention « n.s » signifie que la comparaison n'a montré aucune différence significative entre les modalités.

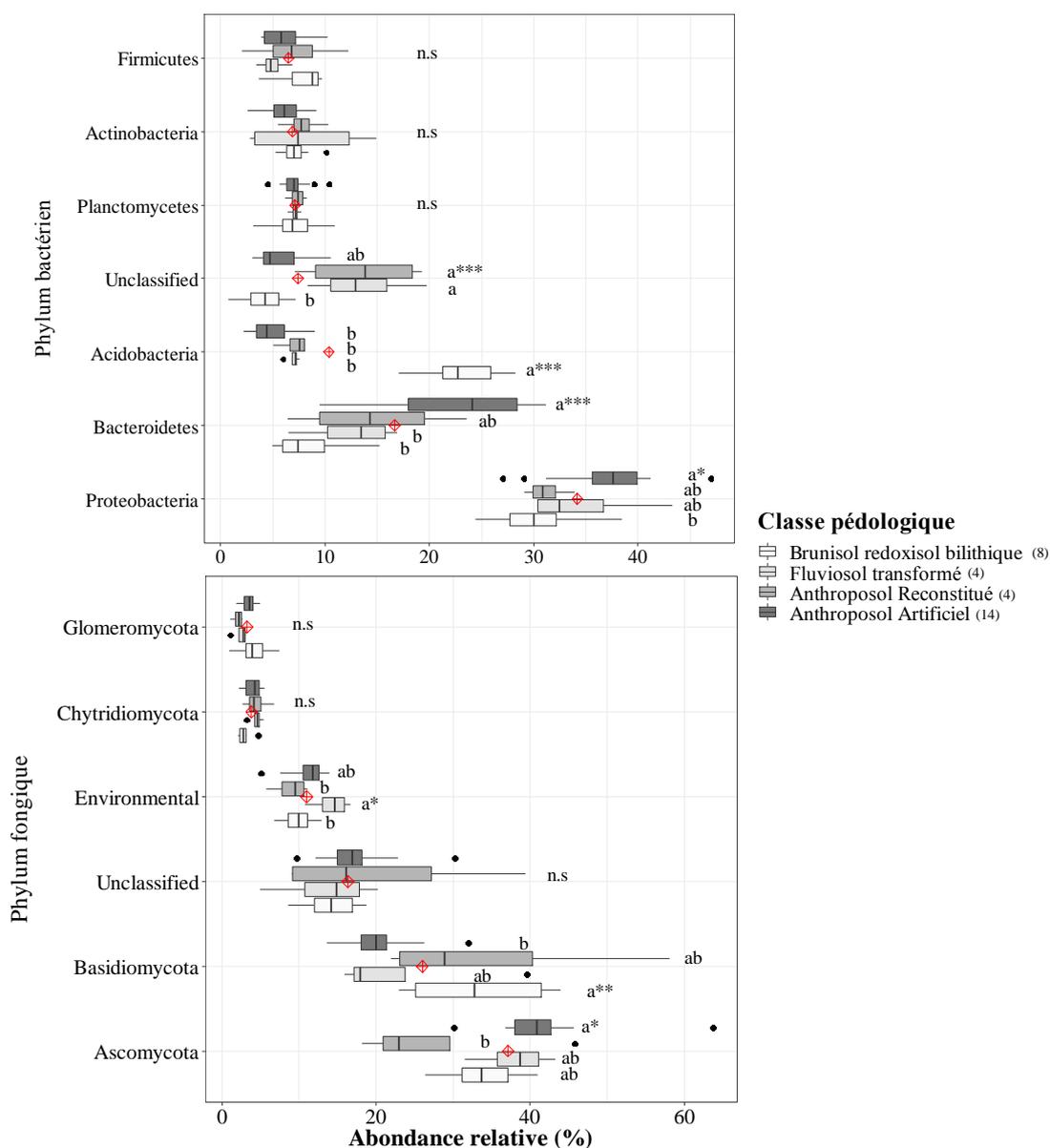
Degré d'anthropisation observé		--	-	+	+++	+++	
Site		Nantes EV+	Marseille EV+	Nancy EV+	Nancy Scellé	Nantes Scellé	Effet site
N		8	4	4	5	9	
Diversité bactérienne	Richesse	1174,25 (116,89)c	1258,75 (85,89)bc	1400,5 (162,31)abc	1524,6 (54,97)a	1411,67 (145,06)ab	***
	Shannon	5,38 (0,18)	5,31 (0,31)	5,47 (0,34)	5,77 (0,11)	5,46 (0,43)	n.s
	Simpson	0,99 (0,0)	0,97 (0,02)	0,97 (0,02)	0,99 (0,01)	0,98 (0,02)	n.s
	Evenness	0,76 (0,02)	0,74 (0,04)	0,76 (0,04)	0,79 (0,01)	0,75 (0,05)	n.s
Diversité fongique	Richesse	1526,13 (163,66)ab	1354,00 (391,66)b	1380,25 (203,29)b	1594,20 (358,18)ab	1913,56 (289,52)a	**
	Shannon	4,85 (0,19)ab	4,59 (0,64)b	4,21 (0,48)b	4,79 (0,51)ab	5,36 (0,31)a	***
	Simpson	0,96 (0,01)ab	0,94 (0,02)ab	0,88 (0,06)b	0,95 (0,02)ab	0,97 (0,01)a	***
	Evenness	0,66 (0,02)a	0,64 (0,06)ab	0,58 (0,06)b	0,65 (0,05)ab	0,71 (0,03)a	***

Concernant la diversité bactérienne, seule la richesse relative montre une différence significative entre les sites qui semble augmenter avec le degré d'anthropisation des sols : Nancy Scellé et Nantes Scellé ont une richesse relative significativement supérieure à celle de Nantes EV+ (Tableau 23). Nantes Scellé a également une richesse relative significativement supérieure à celle de Marseille EV+. Ainsi, les sols scellés montrent les valeurs de richesse bactérienne relative les plus élevées ( $1452,0 \pm 130,5$  OTU dans les sols scellés vs.  $1251,9 \pm 149,1$  OTU dans les EV+). Les indices de Shannon, Simpson, et Evenness ne sont pas significativement différents entre les sites.

Concernant l'étude de la diversité fongique, tous les indices montrent une différence significative entre les sites. La richesse relative est significativement plus élevée à Nantes Scellé ( $1913,6 \pm 289,5$  OTU) qu'à Marseille EV+ ( $1354,0 \pm 391,7$  OTU) et Nancy EV+ ( $1380,3 \pm 203,3$  OTU). Ainsi, une fois encore, les sols scellés montrent les valeurs de richesse fongique relative les plus élevées ( $1799,5 \pm 341,0$  OTU dans les sols scellés vs.  $1446,6 \pm 241,4$  OTU dans les EV+). Les indices de Shannon, Simpson, et Evenness sont significativement différents entre Nantes Scellé et Nancy EV+ : respectivement  $5,36 \pm 0,31$  et  $4,21 \pm 0,48$  pour l'indice de Shannon ;  $0,97 \pm 0,01$  et  $0,88 \pm 0,06$ , pour l'indice de Simpson ;  $0,71 \pm 0,03$  et  $0,58 \pm 0,06$ , pour l'indice d'Evenness. Nantes Scellé a également un indice de Shannon significativement supérieur à celui de Marseille EV+ ( $4,59 \pm 0,64$ ). Une légère

diminution de ces trois indices est visible le long du gradient d'anthropisation dans les EV+, sans que celui-ci ne soit significatif.

La figure 58 présente respectivement les abondances relatives des phylums bactériens et fongiques, ayant respectivement au moins 5 % et 3 % de la population totale, dans les sites d'étude classés selon leur degré d'anthropisation.



**Figure 58. Abondance relative de chaque phylum bactérien ayant au moins 5 % de la population totale (partie haute), et de chaque phylum fongique ayant au moins 3 % de la population totale (partie basse), entre les différentes classes pédologiques de sols.** Les phylums les plus bas sont les plus représentés. La ligne horizontale à l'intérieur des boîtes représente la médiane, le symbole en forme de losange représente la moyenne. Les mentions « \*\*\* » et « \* » indiquent que les comparaisons multiples ont montré  $p < 0,001$  et  $0,05 < p$ , respectivement. Les lettres indiquent les différences significatives entre les modalités ( $p = 0,05$ ) : « a » est attribuée à la modalité de facteur montrant l'abondance la plus élevée. La mention « n.s » signifie que la comparaison n'a montré aucune différence significative entre les modalités. Les nombres entre parenthèses correspondent aux effectifs.

Les phylums bactériens ayant les abondances relatives les plus importantes sont les *Proteobacteria* (34,2 %), *Bacteroidetes* (16,7 %), *Acidobacteria* (10,4 %), *Planctomycetes* (7,1 %), *Actinobacteria* (6,7 %), *Firmicutes* (6,5%) et les phylums non classifiés (Unclassified ; 7,4 %). Les Anthrosols artificiels (sols scellés) sont caractérisés par les proportions les plus élevées en *Proteobacteria* (en moyenne, 36,8 % vs. 32,1 % dans les autres sols) et en *Bacteroidetes* (22,1 % vs. 12,0 % dans les autres sols, en moyenne). Le Brunisol redoxisol bilithique (Nantes EV+) est caractérisé par la proportion en *Acidobacteria* la plus élevée (en moyenne, 23,1 % vs. 6,1 % dans les autres sols). Les Fluviosols transformés (Marseille EV+) et Anthrosol reconstitué (Nancy EV+) sont quant à eux caractérisés par une proportion en phylums non classifiés plus élevée que les autres sites (13,5 %, en moyenne vs. 5,4 % dans les autres sols).

Les phylums fongiques ayant les abondances relatives les plus importantes sont les *Ascomycota* (37,2 %, en moyenne), *Basidiomycota* (26,0 %), les phylums non classifiés et environnementaux (respectivement 16,0 % et 11,0 %), et dans une moindre mesure, les *Chytridiomycota* (3,9 %) et *Glomeromycota* (3,3 %). Les Anthrosols artificiels sont caractérisés par une proportion en *Ascomycota* significativement plus élevée que l'Anthrosol reconstitué (en moyenne 42,4 % vs. 27,5 %, respectivement). Ils ont en revanche une proportion en *Basidiomycota* significativement plus faible que les Brunisols redoxisols bilithiques (19,8 % vs. 33,2 %, respectivement). Le Fluviosol transformé est caractérisé par la plus forte proportion en phylums environnementaux (*Environmental* ; 14,2 % vs. 10,1 % dans les autres sols, en moyenne).

### 3.7. Discussion des résultats

#### 3.7.1.1. Comparaison à profondeur équivalente des stocks de carbone organique calculés pour chaque site d'étude

##### Comparaisons entre usages

Globalement, à profondeur équivalente pour les 30 premiers cm de sol, les EV+ et les EV- montrent un SCOS près de 7 fois supérieur à celui des sols scellés. C'est la tendance qui avait été mise en évidence pour la MGP et NYC, mais dans une moindre mesure : les sols ouverts végétalisés avaient respectivement un SCOS 3 fois supérieur et 4 fois supérieur à celui des sols scellés dans la MGP et à NYC. A 30-100 cm de profondeur, les EV+ et EV- ont également un SCOS significativement supérieur à celui des sols scellés. Ceci contredit les résultats observés à NYC où les sols ouverts et scellés n'avaient pas un SCOS significativement différent à 30-100 cm de profondeur.

L'étude de SCOS sur l'ensemble du profil (0-100 cm) montre une forte variabilité de SCOS, probablement liée au degré d'anthropisation, ce qui rend la généralisation difficile. En effet, les SCOS calculés au sein des profils EV+ à Marseille, Nancy et Nantes sont respectivement de 27,0 kgC.m<sup>-2</sup>, 19,3 kgC.m<sup>-2</sup> et 11,9 kgC.m<sup>-2</sup>. Dans les EV- à Marseille et à Nantes, SCOS est respectivement de 28,7 kgC.m<sup>-2</sup> et 8,0 kgC.m<sup>-2</sup>, montrant la très forte hétérogénéité de SCOS dans ces sols. Toutes ces valeurs sont plus faibles que celles obtenues dans les sols ouverts de NYC 0-100 cm (35,4 kgC.m<sup>-2</sup>). En ce qui concerne Marseille EV+ et surtout Nancy EV+, les SCOS sont proches de ceux obtenus par Edmondson et al. (2012), compris entre 18,3 et 22,1 kgC.m<sup>-2</sup>, entre 0 et 100 cm de profondeur dans les sols urbains ouverts de Leicester. Enfin, dans nos travaux, les sols scellés ont un SCOS de 4,4 kgC.m<sup>-2</sup> et 1,5 kgC.m<sup>-2</sup> à Nancy Scellé et Nantes Scellé, respectivement. Ces résultats sont plus faibles que ceux obtenus à NYC 0-100 cm (9,6 kgC.m<sup>-2</sup>). Ils sont également plus faibles que ceux d'Edmondson et al. (2012) : 6,0 et 7,3 kgC.m<sup>-2</sup> de SCOS pour 60 cm d'épaisseur, dans des sols imperméabilisés sous voirie et entre 12,3 et 14,9 kgC.m<sup>-2</sup> pour 85 cm d'épaisseur dans des sols sous trottoir. Ces écarts entre les valeurs traduisent sûrement des différences dans les pratiques de construction des sols scellés, entre ces villes.

##### Comparaison entre villes par usage

Au sein des EV+, à 0-30 cm de profondeur, bien que les différences ne soient pas significatives, les sols de Marseille EV+ (10,2 kgC.m<sup>-2</sup>) ont un SCOS supérieur à ceux de Nancy EV+ (8,0 kgC.m<sup>-2</sup>) et de Nantes EV+ (5,5 ± 0,6 kgC.m<sup>-2</sup>). Ces valeurs sont proches de celles

mesurées dans la MGP ( $10,0 \pm 3,9 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) et à NYC ( $10,1 \pm 6,6 \text{ kgC.m}^{-2}$ ) pour la même profondeur. L'histoire et l'entretien du site sont des facteurs majeurs pour l'interprétation des valeurs de SCOS obtenues. Les plus faibles valeurs de Nantes EV+ (0-30 cm) semblent particulièrement dues à l'histoire récente du site, installé depuis 30 ans sur d'anciens sols agricoles. Les résultats de SCOS de Nantes EV+ sont d'ailleurs similaires aux valeurs de SCOS des sols agricoles du département Loire-Atlantique, mesurées dans le cadre du RMQS ( $6,0 \pm 1,7 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour 0-30 cm ; données du RMQS ; © INRA, Unité INFOSOL, Orléans, 2017). A Marseille EV+, les valeurs de SCOS sont plus élevées que celles des sols non urbains du département Bouches-du-Rhône (données RMQS) :  $7,8 \pm 3,0 \text{ kgC.m}^{-2}$  dans les forêts,  $6,0 \pm 2,0 \text{ kgC.m}^{-2}$  sous prairies, et  $3,8 \pm 0,9 \text{ kgC.m}^{-2}$  dans les sols agricoles. Les SCOS de Marseille EV+, plus élevés qu'à Nancy et à Nantes, ne sont pas en accord avec l'effet du climat. En effet, le climat de Marseille, caractérisé par des températures plus élevées et des précipitations plus faibles et éparées que dans les autres villes, devrait induire une activité microbienne plus intense et une production de biomasse végétale plus faible (Azlan et al., 2013 ; Burke et al., 1989 ; Selhorst et Lal, 2012). L'âge du parc étudié à Marseille (plus de 100 ans) et le mode de gestion (jusqu'en 1970, des herbes hautes broutées par des vaches, probablement à l'origine d'un apport de MOS à travers leur purin et actuellement, arrosage quotidien automatique et non ramassage des résidus de tonte ni des feuilles mortes) ont favorisé l'accumulation de MOS (Qian et al., 2003; Vasenev et Kuzyakov, 2017). Pouyat et al. (2009) ont mis en évidence l'effet positif de l'irrigation sur les SCOS dans les parcs, dans le cas d'un climat aride (Denver). Quant à Nancy EV+, l'histoire et les méthodes de gestion récentes de ces sols (irrigation et fertilisation organiques interrompues depuis 4 ans) peuvent expliquer les valeurs intermédiaires de SCOS. Celles-ci restent inférieures à celles des forêts non urbaines ( $9,4 \pm 3,3 \text{ kgC}$  ; données du RMQS), mais équivalentes à celles des prairies ( $7,8 \pm 1,9 \text{ kgC}$ ) et supérieures à celles des sols agricoles du département ( $6,1 \pm 2,0 \text{ kgC}$ ).

En ce qui concernent les sols EV-, comme suggéré par leur CV élevé (109,2 % à 0-30 cm de profondeur pour Marseille, Nancy et Nantes et 245,4 % en incluant la MGP et NYC), il s'agit de sols très hétérogènes. L'histoire du site et le mode de mise en place expliqueraient les différences significatives observées entre les villes. Le site de Marseille EV- est une ancienne friche agricole, remaniée il y a 10 ans afin de mettre en place un bassin de rétention. Ce site était potentiellement peu perturbé à l'origine, ce qui pourrait expliquer qu'il a un SCOS supérieur à celui de l'ancien sol cultivé de Nantes EV- qui serait peut-être un Anthroposol reconstitué. Nancy EV- est une ancienne carrière calcaire servant de dépôt des déchets

chimiques pendant 40 ans. Il s'agit d'un sol ayant été très perturbé sur le long terme, et donc probablement fortement déséquilibré, ce qui expliquerait son très faible SCOS.

Concernant les sols scellés, pour des méthodes d'échantillonnage similaires, à Nancy et à Nantes, le SCOS moyen est compris entre 0,9 et 1,4 kgC.m<sup>-2</sup> à 0-30 cm de profondeur. Ces valeurs sont inférieures à celles trouvées dans la MGP (3,4 kgC.m<sup>-2</sup>) et à NYC (2,9 kgC.m<sup>-2</sup>), ce qui peut être en partie expliqué par les méthodes d'échantillonnage et d'analyses différentes. L'étude à Nancy et à Nantes a mis en évidence une certaine hétérogénéité des valeurs de SCOS dans cette catégorie (CV de 79,3 % à 0-30 cm et 102,1 % à 30-100 cm). A Nantes Scellé, la variabilité intrasite est également très importante (116 % entre les quatre profils) pour des profils très proches spatialement. Ces résultats contestent l'hypothèse de Wei et al. (2014b) sur l'existence possible d'un SCOS équilibré et homogène dans les sols scellés.

#### 3.7.1.2. Comparaison à masse équivalente des stocks calculés à l'échelle du site

Les sols étudiés sont caractérisés par des masses volumiques différentes (entre 1,1 g.cm<sup>-3</sup> et 1,3 g.cm<sup>-3</sup> pour tous les horizons compris entre 0-30 cm, et entre 1,2 g.cm<sup>-3</sup> et 1,8 g.cm<sup>-3</sup> pour tous les horizons au-delà de 30 cm de profondeur). Nous avons donc également choisi de les comparer à masse équivalente. Les résultats ne permettent pas d'aboutir à une généralisation étant donné le faible nombre de données à disposition. Néanmoins, à 0-80 cm de profondeur, les EV+ présentaient le SCOS corrigé moyen le plus élevé (16,3 kgC.m<sup>-2</sup>). Les EV- présentaient un SCOS corrigé moyen intermédiaire (13,7 kgC.m<sup>-2</sup>). Enfin les sols scellés présentaient le SCOS corrigé moyen le plus faible (2,1 kgC.m<sup>-2</sup>), ce qui rejoint les résultats obtenus à profondeur équivalente.

Il est cependant important de noter qu'ici, les SCOS ont été calculés par site, en utilisant les CCOS,  $M_v$  et  $\delta_{>2mm} v/v$ , moyennées tous les 10 cm, entre les profils du site étudié. Au contraire, les SCOS précédemment calculés, l'ont été par profil, puis le SCOS moyen du site a été calculé à partir de ces SCOS. Ainsi, l'échelle d'étude est différente : dans le premier, l'unité est le site, que l'on considère donc homogène, et dans le second, l'unité est le profil de sol. Or, il se trouve que, dans notre cas, les SCOS obtenus en suivant les deux méthodes sont différents, principalement dans les sites très hétérogènes. Le cas pour lequel la différence est la plus importante est Marseille EV+, qui est caractérisé par différents couverts végétaux et profils : en calculant le SCOS, avant correction, à l'échelle du site, SCOS est de  $12,5 \pm 10,3$  kgC.m<sup>-2</sup> ; mais en calculant SCOS par profil puis en le moyennant par site, SCOS final est de  $10,2 \pm 2,1$  kgC.m<sup>-2</sup>. Ainsi, pour des sites très hétérogènes, il semble qu'un calcul moyen direct à l'échelle du site amène à des incertitudes, en milieu urbain. En intégrant les sites des trois

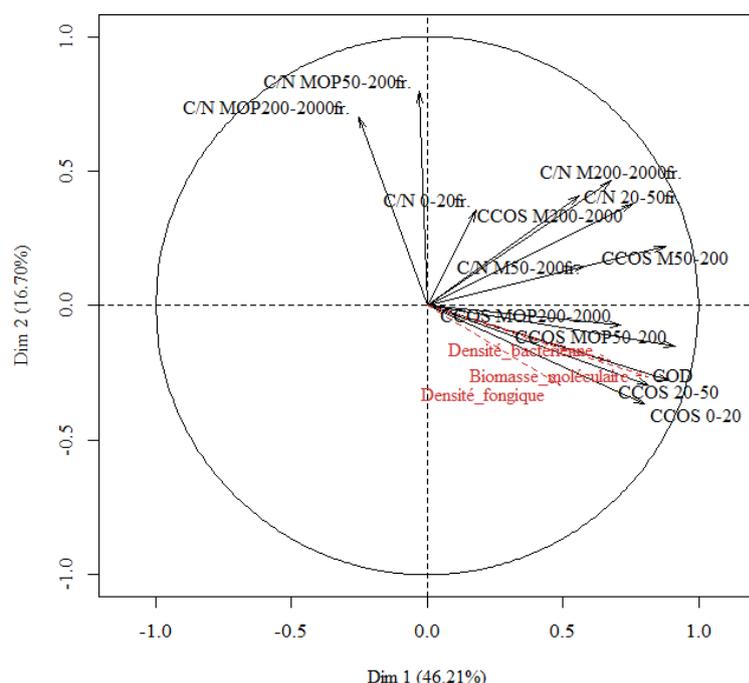
ville, SCOS calculé à l'échelle du site avant correction à masse équivalente est de  $6,1 \pm 1,4 \text{ kgC.m}^{-2}$ , alors que SCOS calculé à l'échelle du profil puis moyenné à l'échelle du site est de  $5,1 \pm 4,1 \text{ kgC.m}^{-2}$  ; il intègre donc plus la variabilité des SCOS.

De ce fait, la correction du SCOS à masse équivalente, après un changement d'affectation d'un sol (ou changement de gestion) en milieu urbain, ne devrait pas être directement faite à l'échelle du site, en considérant un impact homogène de ces changements sur l'ensemble du site, comme cela peut être fait en milieu agricole ou forestier. Cette correction pour des sols urbains devrait être réalisée à l'échelle du profil, puis ramenée au site.

#### 3.7.1.3. Stabilité de la MOS et communautés microbiennes

L'étude des fractions de la MOS permet de mieux comprendre sa stabilité dans le sol. En effet, Balesdent (1996) a mis en évidence un temps moyen de résidence des fractions ( $< 2 \text{ mm}$ ) compris entre 3,1 ans pour les MOP 200-2000  $\mu\text{m}$  et 63 ans pour la fraction 0-50  $\mu\text{m}$ , celui des MOP 50-200  $\mu\text{m}$  étant de 18 ans. Ainsi, les MOP 50-2000  $\mu\text{m}$  sont des MOS plutôt labiles, rapidement dégradées par les communautés microbiennes. A l'inverse, les MOS de la fraction 0-50  $\mu\text{m}$  sont protégées par adsorption aux surfaces minérales et par occlusion : elles sont alors moins accessibles aux communautés microbiennes (Chenu & Plante, 2006).

Une ACP a été réalisée sur  $\text{CCOS}_{\text{fr/sol}}$  et C/N des fractions de la MOS avec trois variables supplémentaires : la biomasse moléculaire et les densités bactériennes et fongiques (Figure 59). Ces trois variables sont positivement corrélées à la  $\text{CCOS}_{\text{fr/sol}}$  de toutes les fractions de la MOS, mais pas à la  $\text{CCOS}_{\text{fr/sol}}$  des fractions minérales (M 50-200  $\mu\text{m}$  et M 200-2000  $\mu\text{m}$ ), avec lesquelles aucune corrélation n'est visible. Le COS des fractions minérales n'est donc probablement pas dégradé. De plus, le C/N des MOP (50-200  $\mu\text{m}$  et 200-2000  $\mu\text{m}$ ) semble inversement corrélé avec la biomasse moléculaire et les densités microbiennes, ce qui est en accord avec la littérature. En effet, une totN faible dans les sols est un facteur limitant pour l'activité microbienne, et particulièrement en ce qui concerne l'activité bactérienne (Mooshammer et al., 2014).



**Figure 59.** Analyse en composante principale (dimension 1 – dimension 2), réalisée sur les valeurs centrées réduites des  $CCOS_{fr/sol}$  et C/N des fractions granulodensimétriques. Les variables « biomasse moléculaire », « densité fongique », « densité bactérienne » sont des variables supplémentaires.

L'étude approfondie des fractions de la MOS et des communautés microbiennes nous a permis de distinguer deux groupes de sols bien distincts : les EV+ 0-44 cm et Scellé & EV+ > 44 cm. Les  $CCOS_{fr/sol}$  ainsi que la biomasse moléculaire et densités microbiennes sont significativement plus faibles dans le groupe Scellé & EV+ > 44 cm que dans le groupe EV+ 0-44 cm. Cette différence est largement notable pour les MOP 200-2000  $\mu m$  et les MOP 50-200  $\mu m$  pour lesquelles  $CCOS_{fr/sol}$  est respectivement 27 fois et 15 fois plus élevée dans EV+ 0-44 cm que dans Scellé & EV+ > 44 cm. En revanche, une moins nette différence est observée pour la fraction 0-50  $\mu m$  (celle des EV+ 0-44 cm est 4,5 fois supérieure à celle de Scellé & EV+ > 44 cm). D'ailleurs, la proportion de MOS stable (fraction 0-50  $\mu m$ ) est plus élevée dans le groupe Scellé & EV+ > 44 cm que dans EV+ 0-44 cm (63,0 % vs. 55,4 %). Les EV+ 0-44 cm sont finalement caractérisés par une biomasse microbienne près de 10 fois supérieure à celle de Scellé & EV+ > 44 cm, révélant une activité microbienne probablement ralentie dans ces derniers (Franzluebbers, 1999a; Franzluebbers et al., 1999b). Notons que pour les échantillons ayant  $CCOS < 1 \text{ gC.kg}^{-1}$ , la somme de  $CCOS_{fr/sol}$  de toutes les fractions de la MOS est largement supérieure à  $CCOS$  de la fraction totale < 2 mm. Le plus fort écart est rencontré dans un échantillon de sol scellé :  $CCOS$  est égale à  $0,006 \text{ gC.kg}^{-1}$  alors que la somme de tous les  $CCOS_{fr/sol}$  est de  $0,1 \text{ gC.kg}^{-1}$  (soit 17 fois supérieur). Ainsi le fractionnement de la

MOS, présente des limites pour les échantillons très pauvres en MOS, ce qui est le cas des sols scellés.

Au sein des EV+ 0-44 cm, bien que les différences ne soient pas significatives, Nantes EV+ est globalement caractérisé par les plus faibles valeurs de  $CCOS_{fr/sol}$  et de biomasses microbiennes, ainsi que la plus faible proportion en MOP 200-2000  $\mu m$ . Ceci peut être dû à la pratique de ramassage de l'herbe dans ce site, entraînant une diminution des intrants de MOS dans le sol et de l'activité microbienne.

Scharenbroch et al. (2005) ont réalisé un fractionnement granulodensimétrique de la MOS dans des parcs de Moscou (Idaho, USA) à 0-15 cm de profondeur. Ils ont trouvé que 78,7 % des MOS se trouvaient dans la fraction 0-53  $\mu m$ , ce qui est supérieur à nos résultats dans les EV+ 0-44 cm (55,4 % dans la fraction 0-50  $\mu m$ ). Ces différences peuvent être dues à une gestion plus intensive dans les parcs étudiés par ces auteurs (fertilisation azotée deux fois par an, irrigation tous les 14 jours, mulch des pelouses tondues une fois par semaine), permettant une accumulation de MOS. De plus, dans leur étude, la teneur en argiles et limons des sols étudiés est de 735  $g.kg^{-1}$ , or elle est en moyenne de 646  $g.kg^{-1}$  dans notre étude, pouvant expliquer en partie les différentes proportions de COS stabilisée (Wu et al., 2009). Les résultats ont également été comparés aux travaux de Peltre (2010), sur des sols cultivés depuis 8 ans avec application de fumier, tous les deux ans, et fertilisation azotée fréquente. Les sols urbains montrent des  $CCOS_{fr/sol}$  plus élevées que les sols cultivés dans les fractions : i)  $M > 50 \mu m$  ( $0,9 \pm 0,8 gC.kg^{-1}$  vs.  $0,7 \pm 0,2 gC.kg^{-1}$ ) ; ii) MOP 50-2000  $\mu m$  ( $11,4 \pm 10,3 gC.kg^{-1}$  vs.  $2,6 \pm 0,0 gC.kg^{-1}$ ) et iii) 0-50  $\mu m$  ( $12,2 \pm 2,3 gC.kg^{-1}$  vs.  $8,8 \pm 0,4 gC.kg^{-1}$ ). Il semblerait donc que les sols urbains puissent contenir plus de MOP labiles, mais également plus de MOS stable que les sols cultivés. En revanche, les résultats obtenus dans nos travaux sont inférieurs à ceux trouvés par Balesdent et al. (1998) dans des sols forestiers, pour les MOP 50-2000  $\mu m$  ( $17,1 gC.kg^{-1}$  sol forestier vs.  $11,4 gC.kg^{-1}$  dans notre étude), et la fraction 0-20  $\mu m$  ( $38,7 gC.kg^{-1}$  sol forestier vs.  $10,2 gC.kg^{-1}$  dans notre étude). La différence de  $CCOS_{fr/sol}$  dans cette dernière fraction entre forêts et sols urbains témoigne probablement de la moindre perturbation historique des sols forestiers par rapport à ceux des milieux urbains, leur ayant permis de conserver des anciennes MOS.

Cependant, les sols forestiers de leur étude ont une  $CCOS_{fr/sol}$  inférieure pour : la fraction M 50-2000  $\mu m$  ( $0,2 gC.kg^{-1}$  sol sous forêt vs.  $0,9 gC.kg^{-1}$  dans notre étude) et la fraction 20-50  $\mu m$  ( $0,8 gC.kg^{-1}$  sol sous forêt vs.  $2,0 gC.kg^{-1}$  dans notre étude). La  $CCOS_{fr/sol}$  plus élevée dans la fraction minérale (M 50-2000  $\mu m$ ) peut avoir deux causes. Il peut s'agir (i) de résidus de MOP qui n'ont pas pu être séparés de la fraction minérale lors de la séparation par flottation

ou (ii) d'autres types de MOS récalcitrantes, de densité lourde (*e.g.*, goudrons, charbons), ce qui rejoindrait les conclusions issues de la figure 59 (ces MOS seraient difficilement dégradables). Cette hypothèse concerne notamment Marseille EV+, où la présence de goudron a été détectée visuellement dans certains échantillons (photo de la catégorie « goudron », rencontrée dans la fraction grossière des échantillons de Marseille EV+ 0-44 cm, Annexe 41). Néanmoins, les valeurs de C/N obtenues dans les fractions minérales de chaque groupe de sol, sont plutôt faibles, ce qui peut mettre en doute cette hypothèse (C/N moyen maximal = 55,8, à Marseille EV+ 0-44 cm ; Annexe 42).

Concernant les communautés microbiennes, Scharenbroch et al. (2005) ont trouvé une CCOS microbien de 417,6 mgC.kg<sup>-1</sup> dans les parcs étudiés à Moscou (Idaho, USA, 0-15 cm de profondeur), alors qu'elle est de 292,9 mgC.kg<sup>-1</sup> dans le groupe EV+ 0-44 cm de notre étude. Or, notre travail a mis en évidence une diminution significative de CCOS microbien, et de la biomasse moléculaire, avec la profondeur. Ainsi, en ne considérant que l'horizon de surface dans les EV+, CCOS microbien est de 432,0 mgC.kg<sup>-1</sup> (profondeur moyenne 0-11 cm), ce qui est très similaire aux résultats obtenus par Scharenbroch et al. (2005).

Au sein du groupe Scellé & EV+ > 44 cm, les sols EV+ > 44 cm ont une CCOS<sub>fr/sol</sub> significativement plus élevée que celle des sols scellés, dans chaque fraction. Ceci pourrait être expliqué, d'une part, par l'effet de l'historique des EV+, avec un enfouissement d'anciens horizons de surface, initialement riches en MOS (notamment à Nancy EV+). Une autre hypothèse serait que l'activité microbienne n'est pas entièrement inhibée dans les sols scellés. N'étant pas compensée par une entrée de matières organiques, elle entraînerait donc une diminution de CCOS dans toutes les fractions de la MOS. Globalement, les sols scellés contiennent de très faibles biomasses et densités microbiennes (bactérienne et fongique), ce qui peut indiquer que l'activité microbienne est au moins ralentie dans ces sols (Franzluebbers, 1999a).

Ainsi, l'imperméabilisation des sols est à l'origine d'une très forte perturbation des communautés microbiennes, qui s'y trouvent en très faibles quantités. Cependant, en ce qui concerne la diversité bactérienne, la richesse relative semble augmenter avec le degré d'anthropisation des sols, avec une richesse bactérienne relative supérieure dans les sols scellés que dans les EV+. De plus, aucune différence significative n'est observée pour les indices de Shannon, Simpson et Evenness. Ce résultat contredit celui de Hu et al. (2018) qui ont trouvé une diversité bactérienne plus faible dans les sols scellés que dans les sols EV+ sous pelouse :

l'indice de Shannon est respectivement de 6,3 et 6,7 dans leur étude vs. 5,3 et 5,8 dans notre étude. Dans nos travaux, les phylums bactériens rencontrés sont, pour la plupart, communs à ceux de leur étude (*Proteobacteria*, *Actinobacteria*, *Acidobacteria*, *Bacteroidetes* et *Firmicutes*). Ils ont néanmoins trouvé une prépondérance de *Firmicutes* dans les sols scellés, alors que dans nos travaux, ce sont les *Proteobacteria* et *Bacteroidetes* qui y prédominent. Or, d'après Fierer et al. (2007) les *Proteobacteria* et *Bacteroidetes* peuvent être rangés dans la catégorie des copiotrophes (groupe qui consomme préférentiellement la fraction labile de la MOS, avec des besoins élevés en nutriments, et qui montre un taux de croissance élevé lorsque les ressources sont abondantes), dont l'abondance est stimulée par la présence de COS labile. Or, il semblerait, d'après nos travaux que ces deux phylums soient les plus résilients aux fortes perturbations liées à l'imperméabilisation des sols, contrairement à ce qui avait été proposé par Hu et al. (2018). Ces résultats appuient l'hypothèse qu'il puisse toujours exister une activité microbienne, bien que fortement ralentie, dans les sols scellés.

Selon Fierer et al., 2007, *Acidobacteria* se rangerait dans la catégorie des oligotrophes (qui ont un taux de croissance plus lent, et sont compétitifs aux copiotrophes lorsque les ressources sont limitées, du fait de leur plus grande affinité à leur substrat). *Acidobacteria* se développerait donc mieux dans des sols pauvres en COS et acides. Ceci confirme les résultats obtenus à Nantes EV+ (Brunisol redoxisol bilithique, selon nos observations), où les *Acidobacteria* prédominent largement par rapport aux autres phylums. En effet, Nantes EV+, contrairement aux autres EV+, est caractérisé par un pH acide (pH moyen =  $5,2 \pm 0,3$ ). Il est, de plus, le site EV+ caractérisé par les plus faibles CCOS et teneurs en MOP 50-2000  $\mu\text{m}$ .

Concernant les champignons, la richesse fongique est également significativement supérieure dans les sols scellés que dans les sols ouverts, de même que les indices de Shannon, Simpson et Evenness. Comme certaines bactéries, les champignons sont moins sensibles aux pH acides, ce qui est notamment visible à Nantes, qui montre une richesse et une diversité fongique supérieure à celle des autres EV+ (Newbound et al., 2010). Tardy et al. (2014) ont mis en évidence qu'une plus grande diversité des communautés bactériennes et fongiques permettait une meilleure résilience de ces communautés, ce qui semble être le cas dans les sols scellés. Concernant les abondances relatives, les sols scellés sont caractérisés par une proportion plus élevée d'*Ascomycota* et par moins de *Basidiomycota* que les autres sites. Les *Basidiomycota* peuvent être saprophytes (*i.e.* qui s'alimentent de déchets ou encore de tissus de végétaux et d'animaux morts ; Newbound et al., 2010) ou ectomycorhyziens, capables de dégrader la lignine, tout comme certaines espèces d'*Ascomycota* qui peuvent, quant à elles, aussi être cellulolytiques (Paul, 2014). Quant aux *Glomeromycota* qui sont des endomycorhizes

arbusculaires (Paul, 2014), il est surprenant d'en trouver dans les sols scellés. Comparée à la littérature en milieu urbain, pour un nombre de séquence initial similaire (10 000 séquences), Reese et al. (2016) ont trouvé une richesse fongique d'environ 430 OTU dans des parcs de Manhattan (NYC), ce qui est largement inférieur à nos résultats dans les EV+ (entre 1354 et 1526 OTU), et dans les sols scellés (entre 1594 OTU et 1913 OTU à Nancy et Nantes respectivement).

Pour finir, selon Philippot et al. (2010), la seule information sur le phylum ne nous permet pas de conclure sur les préférences des microorganismes (notamment les bactéries) quant à leur habitat : il faudrait les étudier, au moins à l'échelle de l'ordre des populations. De plus, selon ces auteurs, la variabilité spatiale des communautés est très grande en milieu non urbain (échelle du mètre) et doit donc l'être d'autant plus en milieu urbain. Enfin, selon ces mêmes auteurs, l'introduction d'oxygène dans un milieu anaérobie peut modifier les espèces dominantes d'un sol, or les sols scellés étudiés avaient été ouverts avant notre étude (quelques jours avant), ce qui pourrait être à l'origine d'un biais. Cependant, il apparaît que les sols scellés ont une diversité, notamment fongique, plus importante que les sols EV+, ce qui suggère, que s'ils subissent une nouvelle perturbation, leurs communautés microbiennes, bien qu'en très faible quantité, auront une bonne résilience au changement (*e.g.*, descellement des sols).

Enfin, une forte corrélation linéaire a été mise en évidence entre CCOS microbien et la biomasse moléculaire ( $R^2_{adj} = 0,86$ ). Ceci rejoint les résultats obtenus par Marstorp et al. (2000) sur des sols cultivés, qui ont également trouvé une forte corrélation entre ces deux variables (coefficient de corrélation,  $R = 0,96$ ). Ils ont notamment mis en évidence que la biomasse moléculaire était égale à 0,48 fois CCOS microbien obtenu par fumigation extraction. Dans nos travaux, le facteur de régression obtenu est de 0,25. Ces résultats sont particulièrement proches, et la différence entre les facteurs de régression peut être facilement liée aux divergences dans les méthodes utilisées. Ainsi, il semblerait que, comme dans les sols cultivés, une relation linéaire existe dans les sols urbains (scellés et ouverts) entre la biomasse moléculaire et CCOS microbien.

#### 3.7.1.4. Déficit de carbone

Selon notre hypothèse, Nantes EV+, site le plus récent avec le SCOS le plus faible, ne serait pas encore à l'équilibre. Or, il semble finalement, que ce site ne soit pas caractérisé par un

déficit de COS plus important que dans les deux autres EV+ (à 0-30 cm de profondeur, % saturation = 54,7 % ; 54,3 % ; 50,3 % respectivement à Nantes, Marseille et Nancy).

En revanche, les sols scellés sont caractérisés par un fort déficit en COS dans la fraction 0-20  $\mu\text{m}$ , selon l'équation d'Hassink (1997). Le pourcentage de saturation est uniquement de 7,0 % et de 14,3 % à Nancy Scellé et Nantes Scellé à 0-30 cm, respectivement. Leur déficit est également bien plus important que celui des EV+ à 30-80 cm de profondeur. Ceci ne permet pas d'avancer que le seul décapage des premiers horizons de sol au moment de leur imperméabilisation (*e.g.*, à Nancy Scellé), explique intégralement ces différences. D'une part, les histoires et positions différentes entre les sites EV+ et sols scellés pourraient expliquer ces résultats très différents. Nancy EV+ a une histoire spécifique liée à sa position dans la ville (près des anciennes écuries, et des anciens remparts), ce qui n'est pas le cas de Nancy Scellé. De même, Nantes Scellé est caractérisé par un apport en remblais sableux, qui n'a pas eu lieu à Nantes EV+. D'autre part, la perturbation lors de la mise en place des sites, ou lors d'excavations occasionnelles sur ces sols pour assurer la maintenance des réseaux, pourrait stimuler l'activité microbienne ponctuellement. Une dernière hypothèse déjà évoquée, serait que ces sols sont finalement toujours caractérisés par une activité microbienne permanente, non compensée par une entrée de MOS.

Ainsi, les sols urbains montrent un déficit non négligeable en COS. Ils présentent donc un potentiel de stockage élevé sur 0-80 cm ( $\text{SCOS}_{\text{def}}$  moyen de 9,5  $\text{kgC.m}^{-2}$  dans les EV+, et de 15,9  $\text{kgC.m}^{-2}$  dans les sols scellés). Cardinael et al. (2015) ont étudié les potentiels et déficits de COS dans un système agroforestier, près de Montpellier (France). Ils ont trouvé un  $\text{CCOS}_{\text{def}}$  compris entre 11,8  $\text{gC.kg}^{-1}$  et 13,2  $\text{gC.kg}^{-1}$  pour 0-30 cm de profondeur, soit un pourcentage de saturation compris entre environ 30 % et 36 %. Leurs résultats montrent un déficit de COS supérieur dans les sols cultivés en agroforesterie à celui des sols EV+ de nos travaux. De plus, Angers et al. (2011) ont également estimé, la  $\text{CCOS}_{\text{def}}$  pour chaque région de France (sols non urbains), en utilisant la même équation (Eq. 5 ; Hassink, 1997). Autour de Marseille,  $\text{CCOS}_{\text{def}}$  serait dans la gamme 5.1 – 15.0  $\text{gC.kg}^{-1}$ , or il est de  $10,0 \pm 4,1 \text{ gC.kg}^{-1}$  à Marseille EV+ 0-30 cm. Autour de Nancy,  $\text{CCOS}_{\text{def}}$  serait compris entre 5.1 – 15.0  $\text{gC.kg}^{-1}$ , or il est de  $8,1 \pm 2,2 \text{ gC.kg}^{-1}$  à Nancy EV+ 0-30 cm. Finalement, autour de Nantes,  $\text{CCOS}_{\text{def}}$  serait compris entre -4,9 (sursaturation) et 10,0  $\text{gC.kg}^{-1}$ , or il est de  $8,1 \pm 1,6$  à Nantes EV+ 0-30 cm. Le déficit de COS en milieu urbain n'est donc pas plus important qu'en milieu non urbain. Il y a en effet, une importante fraction de MOS stabilisées dans les sols urbains, qu'il est nécessaire de préserver (Vasenev et Kuzyakov, 2017).

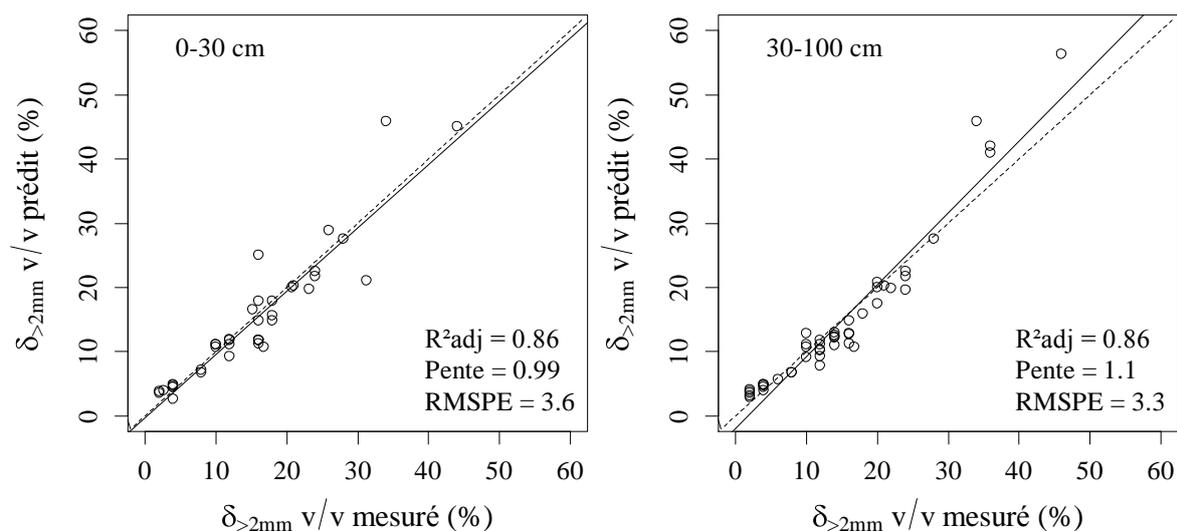
#### 3.7.1.5. Application et comparaison de méthodes développées sur sols non urbains

##### Méthode de calcul du stock de carbone

Tout comme Poeplau et al. (2017), nous avons trouvé une différence significative entre les SCOS calculés avec les quatre équations Eq. 1.1, Eq. 2.1, Eq. 3 et Eq. 4. Or, comme l'évoque cet auteur, la plupart des travaux de la littérature utilise l'Eq. 1.1, qui ne prend pas en compte les teneurs en éléments grossiers. Ces auteurs ont également mis en évidence que plus  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ v/v}$  est grande, plus la déviation entre les équations Eq. 1.1 (ne tenant pas du tout compte des éléments grossiers) et Eq. 4 (qui tient le plus compte des éléments grossiers) est élevée. Il est donc primordial d'utiliser Eq. 4 pour calculer précisément SCOS en milieu urbain. En effet, les sols urbains peuvent être caractérisés par des  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ v/v}$  élevées. Elles sont ici comprises entre  $11,9 \pm 8,6 \text{ cm}^3 \cdot 100 \text{ cm}^{-3}$  dans les EV+ et  $18,0 \pm 11,5 \text{ cm}^3 \cdot 100 \text{ cm}^{-3}$  dans les EV-, tous horizons prélevés confondus.

##### Validation des fonctions de pédotransfert (PTF)

Les PTFs proposées dans le chapitre 2 ont été testées. Dans un premier temps, l'équation Eq. 6 (section 2.2.4) permettant d'estimer  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ v/v}$  à partir de  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ w/w}$ , a été testée sur tous les échantillons, obtenus dans les villes de Marseille, Nancy et Nantes par horizon entre i) 0-30 cm de profondeur (39 échantillons) et ii) 30-100 cm de profondeur (47 échantillons). Les deux modèles sont performants : à 0-30 cm de profondeur,  $R^2_{\text{adj}}$  atteint 0,86, la pente est de 0,99 et la RMSPE de 3,6 % (Figure 60). A 30-100 cm de profondeur,  $R^2_{\text{adj}}$  est de 0,86 la pente est de 1,1 et la RMSPE de 3,3 % (Figure 60). Ainsi, cette équation qui a été utilisée pour estimer SCOS à Paris et NYC est validée sur par les mesures réalisées sur les villes de Marseille, Nancy et Nantes.

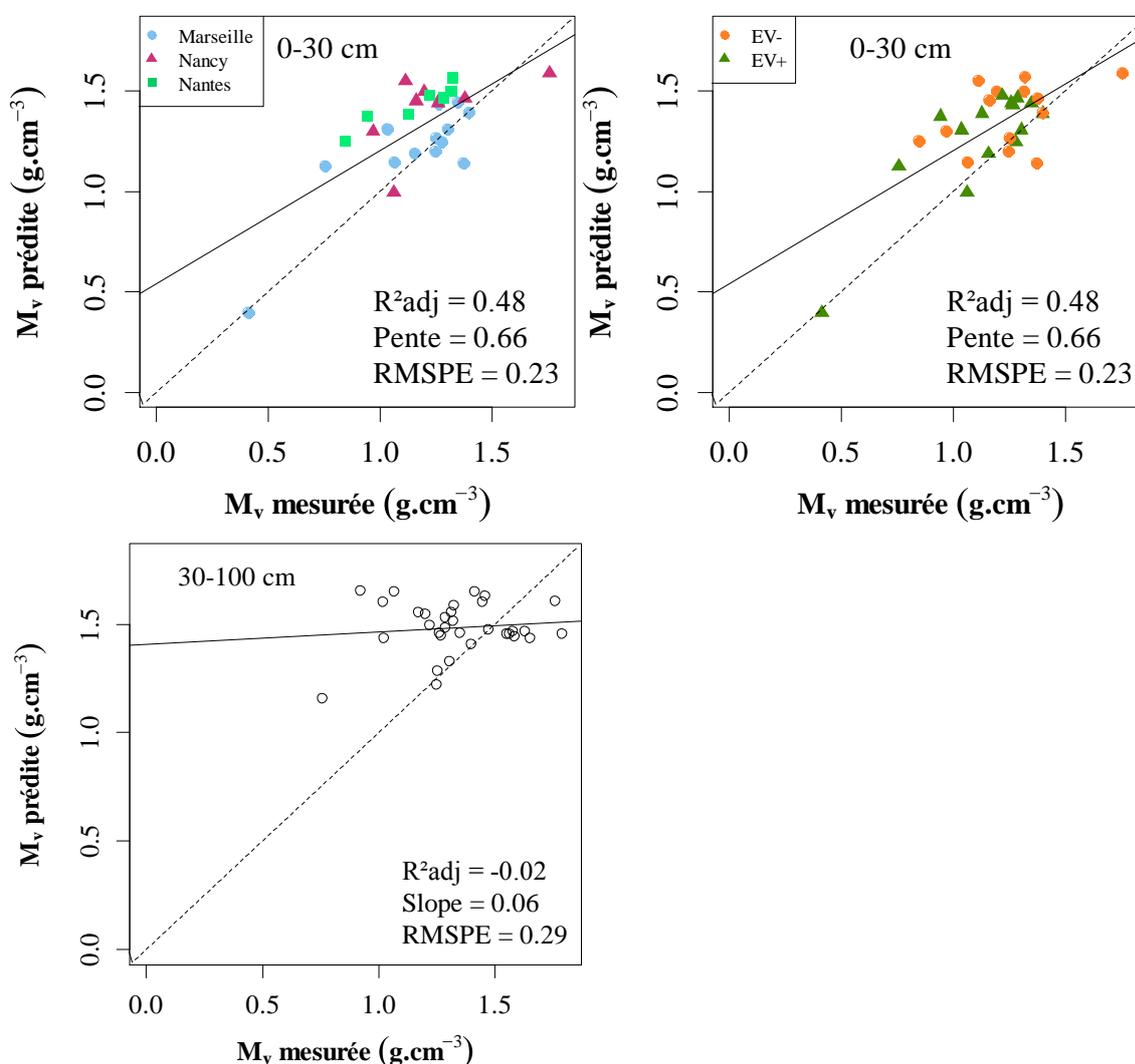


**Figure 60. Teneur volumique en éléments grossiers ( $\delta_{>2\text{mm}} \text{ v/v}$  ;  $\text{g}\cdot 100\text{g}^{-1}$ ) prédite vs. mesurée dans la couche 0-30 cm (partie gauche) et dans la couche 30-100 cm (partie droite) des sols de Marseille, Nancy, Nantes, obtenues en utilisant la fonction de PTF proposée dans le chapitre 2 (Eq. 6 ; section 2.2.4) :**

$z = 0.0056 \times y^2 + 0.39 \times y + 2.03$ , où  $z$  correspond à  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ v/v}$  ( $\text{g}\cdot 100\text{g}^{-1}$ ), et  $y$  à  $\delta_{>2\text{mm}} \text{ w/w}$  ( $\text{g}\cdot 100\text{g}^{-1}$ ).  $R^2_{\text{adj}}$  correspond au coefficient de détermination ajusté, RMSPE est l'erreur quadratique moyenne de prédiction ( $\text{g}\cdot 100\text{g}^{-1}$ ).

Ensuite, les PTFs construites dans le chapitre 2 (section 2.3.2 ; p. 81) afin d'estimer  $M_v$  à partir de CCOS, dans les sols ouverts, ont également été testées sur les échantillons de Marseille, Nancy, Nantes. Le modèle construit pour la couche 0-30 cm a été testé sur tous les échantillons obtenus par horizon entre 0-30 cm de profondeur, dans les sols ouverts (EV+ et EV- ; 31 échantillons). De même, le modèle obtenu pour 30-100 cm de profondeur a été testé sur tous les échantillons obtenus par horizon entre 30-100 cm de profondeur (EV+ et EV- ; 32 échantillons). Dans les deux cas, les modèles manquent de précision. La figure 61 montre les résultats obtenus à 0-30 cm de profondeur (partie haute) :  $R^2_{\text{adj}}$  atteint 0,48, la pente est de 0,66 et la RMSPE de  $0,23 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ . Généralement, le modèle a tendance à sous-estimer les  $M_v$ . Cependant, la qualité de la prédiction semble être différente selon les villes : les  $M_v$  à Marseille sont les mieux prédites par le modèle, suivies par celles de Nantes. Le modèle semble finalement surestimer les  $M_v$  mesurées à Nantes. Il n'y a, en revanche, pas de distinction de prédiction entre EV+ et EV-. La figure 61 montre également les résultats de validation du modèle construit à 30-100 cm de profondeur sur les villes de Marseille, Nancy et Nantes. Le modèle basé sur CCOS, n'est pas capable de prédire  $M_v$  en profondeur ( $R^2_{\text{adj}}$  de -0,02, pente de 0,06 et RMSPE de  $0,29 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ ). Le même plateau que celui obtenu pour les fortes valeurs de  $M_v$  à NYC 30-100 cm, est observé ici. Ainsi, la CCOS ne semble pas être un bon prédicteur de la  $M_v$  dans les couches profondes, et d'autres modèles devraient être développés (e.g., en

utilisant d'autres prédicteurs comme la teneur en argiles, Kaur et al., 2002 ; ou à partir de modèles tels que GBM ; Chen et al., 2018).



**Figure 61.** Masse volumique apparente de la terre fine ( $M_v$  ;  $\text{g.cm}^{-3}$ ) prédite vs. mesurée dans la couche 0-30 cm (partie haute), et dans la couche 30-100 cm (partie basse) des sols de Marseille, Nancy, Nantes, obtenues en utilisant la fonction de pédotransfert (PTF) proposée dans le chapitre 2 (Tableau 11 ; section 2.3.2).  $R^2_{\text{adj}}$  correspond au coefficient de détermination ajusté, RMSPE est l'erreur quadratique moyenne de prédiction ( $\text{g.cm}^{-3}$ ). La partie à gauche distingue les échantillons en fonction de la ville d'étude (Marseille, Nancy, Nantes) ; la partie à droite montre la distinction entre les catégories d'usage (EV+ et EV-).

#### Spectroscopie visible et proche infrarouge

*Prédiction des teneurs et stocks en carbone organique (calculés à partir de l'équation Eq. 4)*

Les prédictions ont donné un RPD compris entre 4,6 (en condition laboratoire ; pour CCOS) et 2,2 (*in situ* ; pour SCOS). Elles sont donc plus précises pour la prédiction de CCOS que de SCOS, et à partir de spectres acquis en conditions de laboratoire. Cependant, selon Chang et al.

(2001), tous les modèles de prédiction avec un  $RPD_{val} > 2$  donnent une précision convenable. Les meilleures prédictions en condition de laboratoire qu'*in situ* ont été rapportées dans la littérature, pour CCOS (Morgan et al., 2009; Nocita et al., 2011). En effet, comme expliqué par Stenberg et al. (2010), les acquisitions au laboratoires sont réalisées en conditions contrôlées, avec un séchage systématique des échantillons à l'air avant acquisitions. Au contraire, lors des acquisitions spectrales réalisées sur le terrain, les variables telles que l'humidité et la température du sol ne sont pas contrôlées. De plus, *in situ*, les éléments grossiers peuvent parfois être scannés, alors qu'ils sont ensuite retirés par tamisage avant les analyses chimiques conventionnelles (détermination de CCOS). Les variations des conditions d'humidité et de température et les divergences entre les spectres *in situ* et les échantillons analysés de manière conventionnelle compliquent la construction d'une relation entre les caractéristiques du sol et les spectres *in situ* (étalonnage).

Certains auteurs ont toutefois montré des prédictions comparables de CCOS à partir de spectres *in situ* et des spectres acquis au laboratoire (Gras et al., 2014 ; Stevens et al., 2008). On peut ainsi supposer qu'en conditions homogènes d'humidité et de température du sol, et avec une faible proportion d'éléments grossiers, les prédictions seraient alors meilleures à partir de spectres obtenus *in situ* plutôt qu'au laboratoire (Gras et al., 2014). Au contraire, une variation de l'humidité et de la température du sol pendant les campagnes d'acquisitions *in situ* et une proportion élevée ou diverse en éléments grossiers limiteraient la précision des prédictions *in situ* comme lors de nos travaux. En effet, les sols étaient généralement plus secs à Marseille qu'à Nantes (teneur moyenne en eau de  $282,6 \pm 118,4 \text{ g.kg}^{-1}$  et  $363,4 \pm 173,9 \text{ g.kg}^{-1}$ , respectivement). De plus,  $\delta_{>2\text{mm}}$  w/w est plus élevée à Nantes qu'à Marseille, mais elle est plus variable dans cette dernière (entre  $284,4 \pm 162,1 \text{ g.kg}^{-1}$  à Nantes et  $142,9 \pm 123,1 \text{ g.kg}^{-1}$  à Marseille). Aucune comparaison entre les prédictions des SCOS utilisant des spectres *in situ* et en condition de laboratoire n'a été publiée à ce jour et nos résultats sont encourageants. En effet, la prédiction de SCOS à partir de spectres acquis *in situ* par VNIRS dans les sols urbains est possible et donne des résultats satisfaisants.

Une précision de prédiction similaire a été rapportée pour CCOS et SCOS par Roudier et al. (2015), qui ont utilisé des spectres VNIR *in situ* acquis sur des carottes de sol non perturbées ( $RPD_{val}$  2,6 vs 2,6). En revanche, Cambou et al. (2016) ont rapporté une meilleure prédiction de CCOS que de SCOS, à partir de spectres *in situ* acquis sur des carottes perturbées ( $RPD_{val} = 2,0$  vs 1,8). Dans nos travaux, la prédiction de CCOS et de SCOS à partir de spectres acquis *in situ* sur un sol non remanié (*i.e.*, acquisition directe sur les parois des fosses), a amené à des prédictions similaires de CCOS et de SCOS ( $RPD_{val}$  respectivement de 1,3 à 2,4 et de 1,8

à 2,2). En revanche, en condition de laboratoire, la prédiction de CCOS était largement meilleure que celle de SCOS ( $RPD_{val} = 3,1-4,6$  vs  $2,1-3,1$ ). Cela indique que le contrôle de l'humidité et de la température permis par les conditions de laboratoire est clairement bénéfique pour la prédiction de CCOS. Néanmoins, en parallèle, le tamisage à 2 mm, détruit la macrostructure et détériore ainsi les informations sur  $M_v$ , ce qui réduit en partie les avantages liés aux conditions contrôlées pour la prédiction de SCOS.

#### *Précision des prédictions en fonction de la méthode de calcul du stock*

L'ajustement des spectres acquis au laboratoire a été plus affecté par la méthode de calcul conventionnelle de SCOS : la prédiction de SCOS en utilisant l'Eq. 4 (prise en compte des éléments grossiers  $> 2\text{mm}$ ) est systématiquement moins précise que lorsque Eq. 1.1 (pas de prise en compte  $> 2\text{mm}$ ) est utilisée. Ces résultats mettent en évidence que la présence d'éléments grossiers n'est pas correctement prise en compte dans les méthodes de prédiction spectrale. En condition de laboratoire, les échantillons scannés ont été tamisés à 2 mm et n'incluent pas les éléments grossiers. Il est donc logique que les meilleures prédictions soient obtenues lorsque SCOS est calculé avec Eq. 1.1 plutôt qu'avec Eq. 4. *In situ*, le résultat similaire suggère que l'acquisition de spectre pourrait sous-représenter les éléments grossiers. Or, lors de l'acquisition spectrale sur des sols présentant des cailloux, l'opérateur met, en général, préférentiellement, et presque "naturellement", la sonde du spectromètre entre les cailloux. Cela souligne la nécessité d'acquérir une multitude de spectres qui représentent pleinement les sols considérés, avec leurs fractions grossières (et ce, notamment en milieu urbain qui ont généralement plus d'éléments grossiers que les sols cultivés). Ceci permettrait d'associer les spectres à l'équation la plus précise pour calculer SCOS, et ainsi, pouvoir par la suite, prédire directement SCOS (Eq. 4) à partir de la VNIRS.

#### *Prédiction du stock de carbone organique à l'échelle de l'horizon et du profil*

Rappelons que la prédiction de SCOS aux échelles de l'horizon et du profil, à partir des spectres acquis *in situ*, a une précision similaire à celle obtenue à l'échelle de l'échantillon. A partir des spectres acquis au laboratoire, les prédictions sont meilleures à l'échelle de l'horizon et encore plus à l'échelle du profil qu'à l'échelle de l'échantillon et témoignent d'un modèle précis ( $RPD_{val}$  respectivement de 4,0 et 4,6). Cependant, le SCOS du profil de validation de Nantes Scellé a été très mal prédit, en particulier en utilisant des spectres *in situ*. C'est également le cas, dans une moindre mesure, pour l'un des trois profils d'étalonnage de ce même site (les SCOS observés par rapport aux valeurs prédites sont de 0,6 contre  $5,0\text{ kgC}\cdot\text{m}^{-2}$ , respectivement). Cela suggère que le SCOS des sols scellés est plutôt difficile à prédire à partir

des spectres *in situ*, peut-être à cause du manque de représentativité de ces sols dans le jeu de données ou de l'hétérogénéité de leurs SCOS (Annexe 37).

Les prédictions plus précises à l'échelle du profil de sol et de l'horizon pourraient être dues au fait que certaines incertitudes aléatoires visibles à l'échelle de l'échantillon pourraient se compenser à l'échelle de l'horizon et du profil. Ces incertitudes aléatoires pourraient notamment résulter de la distance spatiale entre les zones scannées *in situ* et les échantillons correspondants collectés et caractérisés de manière conventionnelle (de l'ordre de quelques centimètres). Ainsi, la surestimation pour un échantillon (reflétant en fait un SCOS plus élevé dans l'échantillon analysé que dans l'échantillon caractérisé, quelques cm plus loin) pourrait éventuellement être compensée par une sous-estimation pour un autre échantillon du même horizon (reflétant en fait un SCOS inférieur dans l'échantillon scanné que dans l'échantillon conventionnellement caractérisé), et ainsi de suite au niveau du profil.

### 3.8. Synthèse du chapitre

La figure 62 résume le travail réalisé dans le chapitre 3 et présente les principaux résultats obtenus pour les sols de Marseille, Nancy et Nantes. Elle vise notamment à répondre aux questions posées au début de ce chapitre et amène à deux nouvelles interrogations :

- 1) Etant donné que la présence de communautés microbiennes a été mise en évidence dans les sols scellés, quelle est donc la dynamique du COS dans les sols scellés ?
- 2) Comment combler le déficit de COS dans les sols EV+?

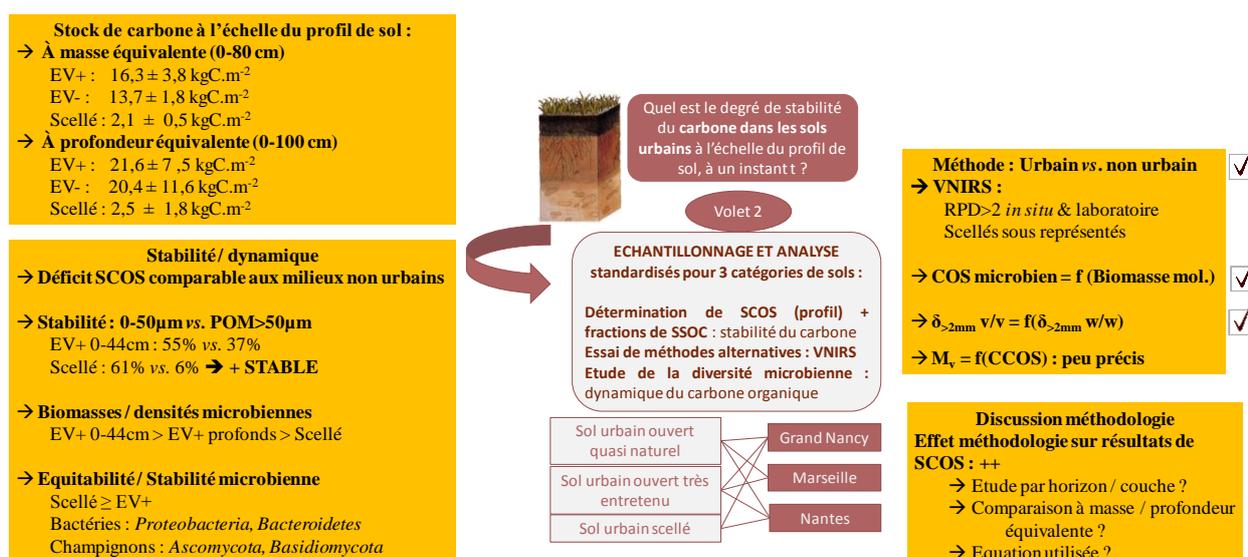


Figure 62. Synthèse du travail réalisé dans le chapitre 3 : « Etude du carbone organique à l'échelle du profil de sol, dans différentes villes françaises »

## **CHAPITRE 4.**

---

### Modélisation de la dynamique du carbone organique dans les sols urbains

---

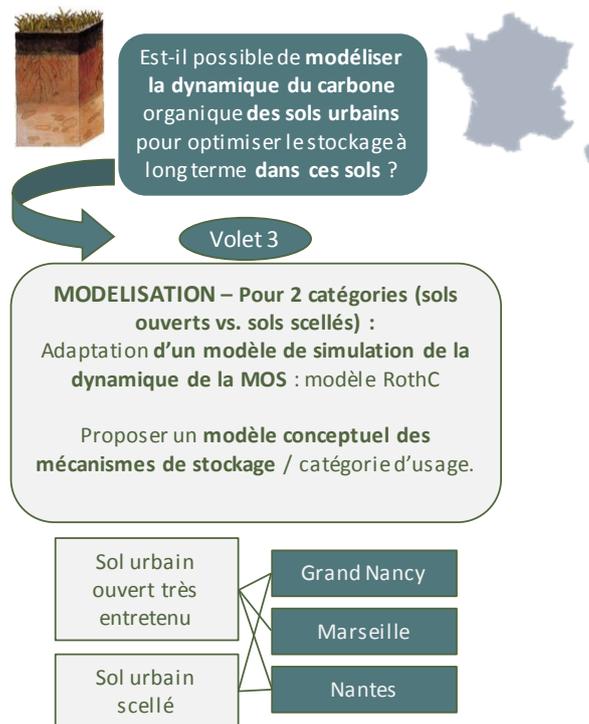
*En complément de la direction de la thèse, le travail de ce chapitre a pu être mené grâce à la collaboration de Delphine Derrien, chargée de recherches INRA (Centre Grand-Est, Nancy, unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers-BEF), pour la modélisation (modèle conceptuel et RothC). Les données quantitatives utilisées sont les mêmes que celles du chapitre précédent.*

Les résultats présentés dans les chapitres précédents ont amené un éclairage sur les SCOS et le degré de stabilité des MOS, dans différentes catégories de sols urbains, sans pour autant permettre d'apprécier leur évolution temporelle. A l'issue de ces premières étapes des travaux, deux hypothèses ont été émises. D'une part, dans les EV+, le mode de gestion a un effet sur le stockage de COS et pourrait donc également influencer la saturation de ces sols en COS. D'autre part, dans les sols scellés, l'activité microbienne ne serait pas entièrement inhibée ; justifiant l'évaluation de la dynamique du COS dans ces sols urbains si particuliers et dont la surface occupée est prépondérante dans les villes.

Ce chapitre vise alors à traiter les questions suivantes :

1. Est-il possible, en milieu urbain, de modéliser la **dynamique du carbone organique**, à la fois dans des sols ouverts végétalisés et des sols scellés ?
2. Dans les sols urbains ouverts, quel serait le temps nécessaire pour **combler le déficit de carbone organique**, en fonction du mode d'entretien du sol ?
3. Dans les sols urbains scellés, quelle est **l'évolution du stock de carbone organique**, en présence d'une **activité microbienne ralentie** ?
4. Peut-on proposer un **modèle conceptuel** de la dynamique du carbone organique pour ces deux catégories de sols ?

Ainsi, pour répondre à ces questions, le modèle RothC a d'abord été mis en œuvre à partir des résultats quantitatifs obtenus dans le chapitre 3. Puis, un modèle conceptuel de la dynamique du COS a été proposé pour ces deux catégories de sols, à partir des données de la littérature et des résultats issus des travaux de la thèse (Figure 63).



**Figure 63. Démarche adoptée dans le chapitre 4 « Modélisation de la dynamique du carbone organique dans les sols urbains ».**

## 4.1. Méthode adoptée

### 4.1.1. Le modèle RothC

Le modèle RothC-26.3 décrit la dynamique du COS en considérant cinq compartiments : i) un compartiment labile (DPM : *decomposable plant material* ; temps moyen de résidence TMR = 1,2 mois), ii) un compartiment résistant (RPM, *resistant plant material* ; TMR = 3,3 ans), iii) un compartiment stable (HUM, *humus* ; TMR = 50 ans), iv) un compartiment de biomasse microbienne (BIO, *biomass* ; TMR = 1,5 ans) et un compartiment inerte, qui n'est pas dégradé (IOM, *inert organic matter*). La matière organique entrant dans le sol est divisée entre les compartiments DPM et RPM, selon un ratio de partition DPM/RPM, dépendant de la nature de la MOS apportée. Le COS de ces deux compartiments est continuellement transformé en : i) CO<sub>2</sub> ; ii) BIO et iii) HUM, avec un ratio de partition entre CO<sub>2</sub> et BIO+HUM dépendant de la teneur en argiles du sol. Puis le ratio de partition entre BIO et HUM est de 46 %-54 %, respectivement, dans le modèle par défaut (Coleman et Jenkinson, 2008). Les COS de BIO et HUM se décomposent également entre BIO, HUM et CO<sub>2</sub>. Chaque compartiment *i* du modèle RothC est donc caractérisé par une constante de décomposition spécifique,  $k_i = 1/\text{TMR}_i$  (mois<sup>-1</sup>). Les facteurs influençant la vitesse de décomposition, liés à l'humidité du sol, la température de l'air et le couvert végétal (présence ou non), peuvent aussi

être pris en compte. Ainsi, tous les compartiments, excepté le compartiment IOM, sont finalement caractérisés par la cinétique de dégradation suivante :

$$SCOS(i)_t = SCOS(i)_{t_0} \times e^{-abck_i(t-t_0)}$$

avec  $SCOS_t(i)$  et  $SCOS_{t_0}(i)$  les stocks de carbone organique ( $\text{kgC.m}^{-2}$ ) du compartiment  $i$ , aux instants  $t$  et  $t_0$ , respectivement. Le coefficient  $a$  est le facteur d'ajustement lié à la température (sans unité),  $b$ , le facteur d'ajustement lié à l'humidité (sans unité),  $c$ , le facteur d'ajustement lié à la rétention par les plantes (sans unité),  $k_i$ , la constante de vitesse de décomposition du compartiment  $i$  ( $\text{mois}^{-1}$ ).

#### 4.1.1.1. Construction d'un sol moyen pour chaque catégorie de sol et paramétrage du modèle RothC

L'ajustement des i) coefficients de partition, ii) constantes de vitesse  $k_i$  et iii) paramètres  $a$ ,  $b$ ,  $c$  du modèle RothC nécessite un suivi temporel du SCOS dans les sols considérés. Il n'a donc pas été possible de paramétrer le modèle à partir de tous les sites de Marseille, Nancy et Nantes étudiés lors de nos travaux. Néanmoins, dans une optique de conceptualisation des processus, les résultats obtenus pour chaque profil de sol EV+ sous pelouse de Marseille, Nancy, Nantes, ont été moyennés en un sol moyen EV+, afin de nous affranchir des historiques, modes de gestion et climats, spécifiques à chaque site. Pour les sols sous pelouses des trois villes, les paramètres nécessaires pour la modélisation sont :

- le SCOS des fractions de la MOS, issues du fractionnement physique : MOP 50-2000  $\mu\text{m}$  ; M 50-2000  $\mu\text{m}$  ; fraction 0-50  $\mu\text{m}$ , stock de carbone dissout (SCOD ; section 3.1.4 ; p. 133), nous permettant de calculer les compartiments HUM et RPM et DPM du modèle RothC à l'état initial ( $t_0$  ; Balesdent, 1996) ;
- le SCOS microbien, obtenu par la méthode de fumigation/extraction (section 3.1.4 ; p. 136), correspondant au compartiment BIO à  $t_0$  ;
- les teneurs en argiles, permettant de calculer le ratio  $\text{CO}_2/(\text{BIO}+\text{HUM})$  ;
- SCOS à saturation ( $\text{SCOS}_{\text{sat}}$ ), déterminé à partir de l'équation Eq. 5 (section 1.8.5 ; p. 39) proposée par Hassink (1997), afin de répondre à nos objectifs pour les sols sous pelouse uniquement.

Ces paramètres ont d'abord été calculés à 0-30 cm de profondeur pour chaque profil de sol, puis moyennés entre les profils pour obtenir les valeurs d'un sol moyen ouvert EV+.

Le même travail a été réalisé pour les sols scellés de Nancy et de Nantes, afin d’obtenir un sol moyen scellé. Le tableau 24 présente les valeurs de ces paramètres, pour chaque sol moyen à 0-30 cm.

**Tableau 24. Description des paramètres nécessaires à la modélisation de la dynamique du carbone organique à partir du modèle RothC, dans les deux sols moyens EV+ et scellé (0-30 cm de profondeur).** Le SCOS est le stock de carbone organique du sol ; EV+ correspond à un sol d’espaces verts entretenus ; M 50-2000  $\mu\text{m}$  est la fraction minérale comprise entre 50 et 2000  $\mu\text{m}$  ; MOP 50-2000  $\mu\text{m}$  correspond aux matières organiques particulières entre 50 et 2000  $\mu\text{m}$  ; SCOS<sub>sat</sub> est la valeur de SCOS de la fraction 0-20  $\mu\text{m}$  à saturation, selon l’équation Eq. 5 (p. 39), proposée par Hassink (1997).

Sol moyen	SCOS (kgC.m <sup>-2</sup> )						Teneur en argiles (g.kg <sup>-1</sup> )
	M 50-2000 $\mu\text{m}$	MOP 50-2000 $\mu\text{m}$	0-50 $\mu\text{m}$	SCOS microbien	SCOD	SCOS <sub>sat</sub> (EV+)	
EV+	0,23	2,56	3,79	0,07	0,29	5,96	242,6
Scellé	0,05	0,08	0,58	0,01	0,06		179,3

Les paramètres choisis pour chaque sol moyen, ainsi que les méthodes de calcul des compartiments du modèle RothC à  $t_0$ , sont décrits dans le tableau 25 (issus de Coleman et Jenkinson, 2008). Etant donné qu’il s’agit de sols moyens, aucune correction de la vitesse de dégradation n’a été faite selon la température (facteur  $a = 1$ ), ni l’humidité (facteur  $b = 1$ ). Seul le facteur «  $c$  » a été pris en compte pour les sols sous pelouse (facteur  $c = 0,6$ , du fait de la présence d’un couvert végétal ; Coleman et Jenkinson, 2008). Concernant le sol moyen EV+, le ratio DPM/RPM = 0,69 a été utilisé, que ce soit pour les parties racinaires ou les parties aériennes des pelouses (Coleman et Jenkinson, 2008 ; Poeplau, 2016). Le ratio de partition entre CO<sub>2</sub>, BIO et HUM a été calculé à partir des teneurs en argiles, selon l’équation :

$$\frac{CO_2}{BIO+HUM} = 1,67 \times (1,85 + 1,60 \times e^{-0,0786 \times (\%argiles)}) ; \text{ Coleman et Jenkinson (2008).}$$

Enfin, DPM a été considéré comme étant égal à 1 % du SCOS total dans le sol moyen EV+ à  $t_0$  et comme étant égal à 0 dans le sol moyen scellé, celui-ci n’étant caractérisé par aucun apport de MOS fraîches (Balesdent, 1996). Enfin, les SCOS des compartiments RPM, HUM et BIO à  $t_0$  ont pu être calculés à partir du SCOS des fractions granulodensimétriques et SCOS microbien de chaque sol moyen (Tableau 25 ; Balesdent, 1996).

**Tableau 25. Choix du paramétrage pour initialiser le modèle RothC sur le sol moyen EV+ sous pelouse et le sol moyen scellé, à 0-30 cm de profondeur.** Les compartiments DPM, RPM, BIO, HUM sont ceux du modèle RothC, décrits par Coleman et Jenkinson (2008) ; ils sont caractérisés par une valeur de stock de carbone organique (SCOS, kgC.m<sup>-2</sup>).

Paramétrage du modèle RothC		Sol moyen EV+	Sol moyen Scellé
<b>Initialisation du modèle</b>	DPM/RPM	0,69	0,69
	Facteur a <sup>1</sup>	1	1
	Facteur b <sup>2</sup>	1	1
	Facteur c <sup>3</sup>	0,6	1
	Teneur en argiles <sup>4</sup>	242,6	179,3
	CO <sub>2</sub> <sup>5</sup>	78%	79%
	BIO <sup>5</sup>	10%	10%
	HUM <sup>5</sup>	12%	11%
Intervalle de temps		1 mois	1 mois
<b>Compartiments à l'état initial<sup>6</sup></b>	DPM	0,01 × SCOS total	0,0
	RPM	SCOS fraction MOP 50-2000μm	SCOS fraction MOP 50-2000μm
	BIO	SCOS microbien	SCOS microbien
	HUM	SCOS total - (DPM + RPM + BIO)	SCOS total - (DPM + RPM + BIO)
	SCOS total	Somme SCOS des fractions MOS (M 50-2000 μm, MOP 50-2000 μm, 0-50μm, SCOS microbien, SCOD)	

<sup>1</sup> Facteur d'ajustement lié à la température (sans unité)

<sup>2</sup> Facteur d'ajustement lié à l'humidité (sans unité)

<sup>3</sup> Facteur d'ajustement lié à la rétention par les plantes (sans unité)

<sup>4</sup> en g.kg<sup>-1</sup>

<sup>5</sup> Pourcentage de répartition du carbone entre les trois compartiments CO<sub>2</sub>, BIO, HUM (calcul à partir de la teneur en argiles, %)

<sup>6</sup> Compartiments de RothC et stock total (SCOS total) en kgC.m<sup>-2</sup>

#### 4.1.2. Les hypothèses testées

Concernant le sol moyen EV+ sous pelouse, un apport mensuel de COS est assuré par la pelouse, aucun amendement supplémentaire n'étant réalisé. Le SCOS<sub>sat</sub> de la fraction stable (0-20 μm), défini à partir de l'équation Eq. 5 proposée par Hassink (1997) est de 5,96 kgC.m<sup>-2</sup> pour ce sol moyen (valeur moyenne pour les trois sols Marseille, Nancy, Nantes, à 0-30 cm de profondeur). L'objectif est de savoir quel mode de gestion de la pelouse permettrait au SCOS du compartiment stable du modèle RothC (SCOS<sub>HUM</sub>) d'atteindre cette valeur cible de SCOS<sub>sat</sub>. Trois systèmes ont été comparés : i) une pelouse non entretenue (H1) ; ii) une pelouse tondue tous les mois, sans exportation des résidus (H2) ; iii) une pelouse tondue tous les mois, avec exportation des résidus (H3). Etant donné que les biomasses des pelouses n'ont pas été mesurées dans ces travaux, les valeurs des apports correspondants aux trois systèmes ont été

déterminées à partir des travaux de Qian et al. (2003) qui ont étudié la dynamique de COS dans des sols urbains sous pelouses (*Poa pratensis*), dans le Colorado (climat semi-aride). Suite aux résultats des chapitres précédents pour les EV+, nous émettons l'hypothèse que, malgré les importantes différences climatiques entre la France et le Colorado, la gestion des espaces verts homogénéise les SCOS ainsi que les biomasses apportées au sol par la végétation. De plus, il s'agit de comparer l'évolution de SCOS<sub>HUM</sub> en fonction de trois modes de gestion, aussi ce sont les différences de SCOS<sub>HUM</sub> relatives à ces hypothèses qui sont étudiées, et non les résultats dans l'absolu. Les quantités de carbone apportées chaque année par les pelouses des trois systèmes (H1, H2, H3), sont présentées dans le tableau 26.

Concernant le sol scellé moyen, trois systèmes ont été comparés. Dans le premier, la vitesse de décomposition n'est pas affectée par l'imperméabilisation des sols (H1). Dans le sol scellé, la biomasse microbienne et le SCOS total étant près de 10 fois inférieurs à ceux du sol moyen EV+ (Tableau 24), l'activité microbienne serait également 10 fois plus lente, en imaginant une proportionnalité entre ces deux paramètres et l'activité microbienne. Ceci n'a cependant pas été vérifié, bien que des corrélations linéaires aient été trouvées dans la littérature (Franzluebbbers et al., 1998 ; H2). Dans le troisième sol, en admettant, qu'en plus d'une biomasse inférieure, les communautés soient 10 fois plus en dormance, leur activité serait 100 fois plus lente (en considérant encore une relation proportionnelle ; H3). Selon notre hypothèse, aucun apport de MOS par des végétaux ne caractérise ces sols scellés. Le tableau 26 présente également les spécificités du modèle RothC liées à ces hypothèses.

**Tableau 26. Présentation des hypothèses pour chaque sol moyen, et des modifications du modèle RothC, en lien avec ces hypothèses.**

		H1	H2	H3
		Carbone incorporé (gC.m <sup>-2</sup> .an <sup>-1</sup> )		
	Compartiment de la plante	Pelouse non entretenue	Tonte mensuelle sans enlever les résidus	Tonte mensuelle en enlevant les résidus
<b>Sol moyen EV+</b>	Résidus de tonte (à 5,1 cm du sol)	0,0	200,6	0,0
	Parties aériennes non tondues	155,0	76,2	76,2
	Chaume	186,2	186,2	186,2
	Racines	74,8	74,8	74,8
	Total	416,0	537,7	337,2
		Constante du taux de décomposition (k)		
	Compartiment de RothC	Décomposition à vitesse "normale"	Décomposition 10 fois plus lente	Décomposition 100 fois plus lente
<b>Sol moyen Scellé</b>	DPM	10,0	1,0	0,1
	RPM	0,3	0,03	0,003
	BIO	0,66	0,066	0,0066
	HUM	0,02	0,002	0,0002

## 4.2. Résultats du modèle RothC

Le tableau 27 présente les résultats obtenus pour le sol moyen EV+ à 0-30 cm de profondeur. Seules les conditions du sol H2 (tonte sans ramassage des résidus) nous permettent d'atteindre en moins de 100 ans la valeur du SCOS<sub>sat</sub> dans le compartiment HUM de RothC (compartiment stable) : elle est atteinte en 93 ans. Concernant les deux autres systèmes, cette valeur n'est toujours pas atteinte au bout de 150 ans (ratio SCOS<sub>HUM</sub>/SCOS<sub>sat</sub> de 86,7 % et 73,4 %, dans les sols H1 et H3, respectivement). C'est particulièrement le cas du sol H3 caractérisé par une tonte mensuelle avec ramassage des résidus, pour lequel le compartiment HUM n'a presque pas évolué en 150 ans : augmentation du ratio SCOS<sub>HUM</sub>/SCOS<sub>sat</sub> de seulement 2,4 % en 150 ans.

**Tableau 27. Résultats des simulations du modèle RothC, sur le sol moyen d'espaces verts entretenus EV+ (0-30 cm de profondeur), pour chaque hypothèse.** Le temps t<sub>0</sub> correspond à l'état initial ; SCOS<sub>HUM</sub> est le stock de carbone organique (kgC.m<sup>-2</sup>) dans le compartiment HUM du modèle, au temps indiqué. Enfin, SCOS<sub>sat</sub> est le stock de carbone organique à saturation estimé à partir de l'équation d'Hassink (1997).

Temps	H1 : pas de tonte		H2 : tonte sans export		H3 : tonte & export	
	SCOS <sub>HUM</sub> (kgC.m <sup>-2</sup> )	$\frac{SCOS_{HUM}}{SCOS_{sat}}$ (%)	SCOS <sub>HUM</sub> (kgC.m <sup>-2</sup> )	$\frac{SCOS_{HUM}}{SCOS_{sat}}$ (%)	SCOS <sub>HUM</sub> (kgC.m <sup>-2</sup> )	$\frac{SCOS_{HUM}}{SCOS_{sat}}$ (%)
<b>t<sub>0</sub></b>	4,25	71,25	4,25	71,25	4,25	71,25
<b>50 ans</b>	4,8	80,55	5,4	90,6	4,41	74,05
<b>100 ans</b>	5,03	84,43	<b>6,03</b>	<b>101,1</b>	4,39	73,65
<b>150 ans</b>	5,17	86,74	-	-	4,38	73,41

Le tableau 28 présente les résultats obtenus pour le sol moyen scellé à 0-30 cm de profondeur. Une activité des microorganismes non perturbée par l'imperméabilisation des sols, amène à un épuisement rapide et quasi-total du réservoir de COS dans le sol scellé moyen, en 150 ans (ratio  $SCOS_{150\text{ans}}/SCOS_{t_0}$  de 6,6 % après 150 ans d'activité sans apport de MOS). L'épuisement de COS est, au contraire, très faible lorsque l'activité est considérée comme étant 100 fois ralentie dans ce sol : COS dans ce système, peut être vu comme inerte ( $SCOS_{150\text{ans}} = 94,3 \%$  du  $SCOS_{t_0}$ ). Avec l'hypothèse d'une vitesse 10 fois supérieure à la vitesse « normale », le SCOS a diminué d'environ un tiers en 150 ans ( $SCOS_{150\text{ans}} = 69,7 \%$  du  $SCOS_{t_0}$ ).

**Tableau 28. Résultats des simulations du modèle RothC, sur le sol moyen scellé (0-30 cm de profondeur), pour chaque hypothèse.** Le temps  $t_0$  correspond à l'état initial caractérisé par un stock de carbone organique total ( $SCOS_{t_0}$ ;  $\text{kgC.m}^{-2}$ ) ;  $SCOS_t$  est le stock de carbone organique total, au temps indiqué.

Temps	H1 : k		H2 : k/10		H3 : k/100	
	$SCOS_t$ ( $\text{kgC.m}^{-2}$ )	$\frac{SCOS_t}{SCOS_{t_0}}$ (%)	$SCOS_t$ total ( $\text{kgC.m}^{-2}$ )	$\frac{SCOS_t}{SCOS_{t_0}}$ (%)	$SCOS_t$ total ( $\text{kgC.m}^{-2}$ )	$\frac{SCOS_t}{SCOS_{t_0}}$ (%)
<b><math>t_0</math></b>	0,78	100	0,78	100	0,78	100
<b>50 ans</b>	0,3	37,77	0,67	85,07	0,77	97,92
<b>100 ans</b>	0,12	15,77	0,60	76,44	0,75	96,01
<b>150 ans</b>	0,05	6,58	0,55	69,71	0,74	94,27

### 4.3. Discussion des résultats du modèle RothC

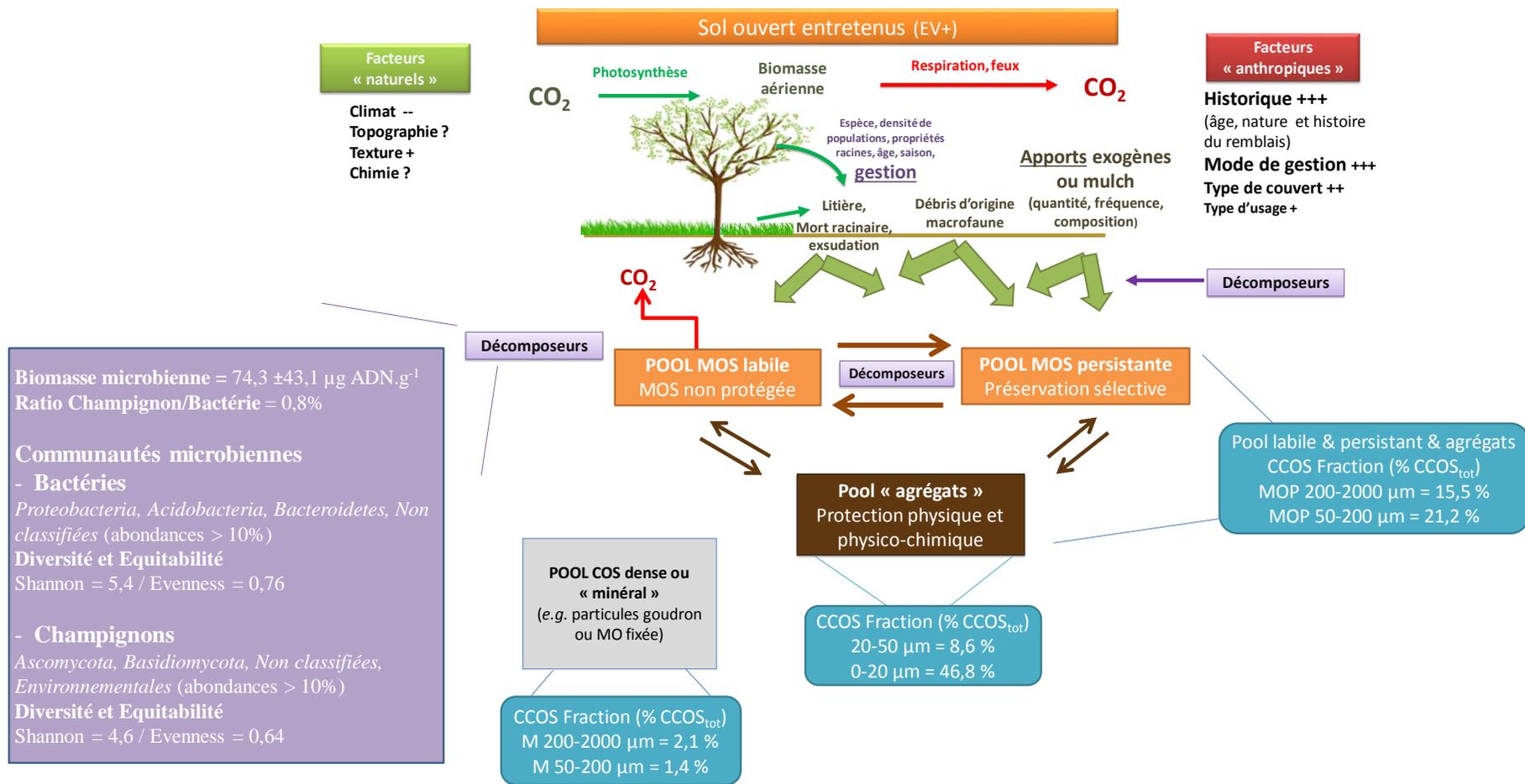
Concernant le sol moyen EV+, le modèle montre que, parmi les systèmes testés, celui dont la pelouse est régulièrement tondue, sans ramassage des résidus (H2), est le seul dans lequel le compartiment stable est saturé en moins de 150 ans, selon l'équation proposée par Hassink (1997). Le système présentant la vitesse de saturation la plus lente, est celui caractérisé par une tonte avec ramassage des résidus (H3); et le système caractérisé par aucun entretien (H1) est intermédiaire. Ainsi, si une tonte fréquente sans ramassage permet une accumulation plus rapide de COS, elle est également à l'origine d'une perte plus rapide en  $\text{CO}_2$  liée à la respiration microbienne. En effet, d'après le modèle RothC appliqué à notre exemple, le  $\text{CO}_2$  émis par respiration microbienne représente en 100 ans,  $53 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour le système H2, vs  $42 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour le système H1, vs.  $35 \text{ kgC.m}^{-2}$  pour le système H3. Néanmoins, en utilisant une tondeuse autoportée ayant une consommation de 3 L d'essence par heure et en estimant qu'une heure est nécessaire pour tondre  $500 \text{ m}^2$  de pelouse, le  $\text{CO}_2$  émis par la tondeuse pour des tontes mensuelles, serait de  $0,06 \text{ kgC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$  (Plante & Cité, 2010). Ceci représenterait donc

6 kgC.m<sup>-2</sup> en 100 ans. Ainsi, en ajoutant le CO<sub>2</sub> émis par la tondeuse à celui émis par respiration microbienne, on peut considérer que les systèmes H1 et H3 sont caractérisés par une émission similaire de CO<sub>2</sub> en 100 ans (42 kgC.m<sup>-2</sup> et 41 kgC.m<sup>-2</sup>, respectivement). En revanche, le système H2 émettrait près de 59 kgC.m<sup>-2</sup> en 100 ans pour le sol moyen EV+. De ce fait, en tenant compte des pertes et des entrées, le système H1 reste le plus efficace en terme de stockage net de carbone. En effet, au bout de 100 ans, le compartiment HUM du système H2 a stocké +1,0 kgC.m<sup>-2</sup> mais a également émis +17 kgC.m<sup>-2</sup>, par rapport au système H1. Rappelons que ces valeurs ont été obtenues à partir du modèle RothC non ajusté à nos données, et avec des apports mensuels de biomasse inspirés de la littérature. Elles sont donc très grossières et ne permettent qu'une comparaison entre nos systèmes. De plus, le modèle RothC ne permet pas de simuler le comportement de systèmes saturés. C'est en effet un modèle de cinétique de premier ordre et n'est donc jamais saturé. Finalement, l'équation d'Hassink (1997) peut être discutée car elle a été développée avec l'hypothèse que la stabilisation ou la protection du COS est déterminée par la quantité de particules fines (0-20 µm) de sol, indicatrice de la surface potentielle d'interaction entre la phase minérale et les MOS. Or, la nature de ces interactions est complexe et des modèles les décrivant sont encore en développement. De plus, d'autres auteurs ont trouvé que la nature minérale du sol (*e.g.*, le type d'argiles) peut influencer les interactions entre les surfaces minérales et la MOS (Six et al., 2002). Finalement, seuls des sols non urbains à l'équilibre ont été utilisés pour construire l'équation proposée par Hassink (1997), et ils ne sont probablement pas représentatifs des sols urbains à l'équilibre. Ainsi, son utilisation ne permet pas d'aboutir à des conclusions certaines pour la valeur de saturation des sols.

Concernant le sol moyen scellé, la connaissance de la vitesse de décomposition de la MOS est déterminante pour pouvoir caractériser la MOS qu'il contient : « MOS en cours d'épuisement rapide » ou « MOS quasi-inerte ». Des études supplémentaires devront donc se focaliser sur les sols scellés et sur leur activité potentielle, afin de déterminer la vitesse de dégradation de la MOS. De même que pour les sols ouverts, l'ajustement des paramètres du modèle RothC n'a pas été permis pour ces sols et les résultats obtenus permettent uniquement de proposer des tendances. Nous avons alors supposé, dans le modèle RothC, qu'il n'y avait pas d'apport de COS dans les sols scellés. Nous avons toutefois observé lors des campagnes d'échantillonnage, la présence de racines vivantes dans ces sols, sources potentielles de MOS, et particulièrement lorsqu'ils étaient proches d'arbustes ou de pelouses.

#### **4.4. Proposition d'un modèle conceptuel de la dynamique du carbone dans les sols urbains**

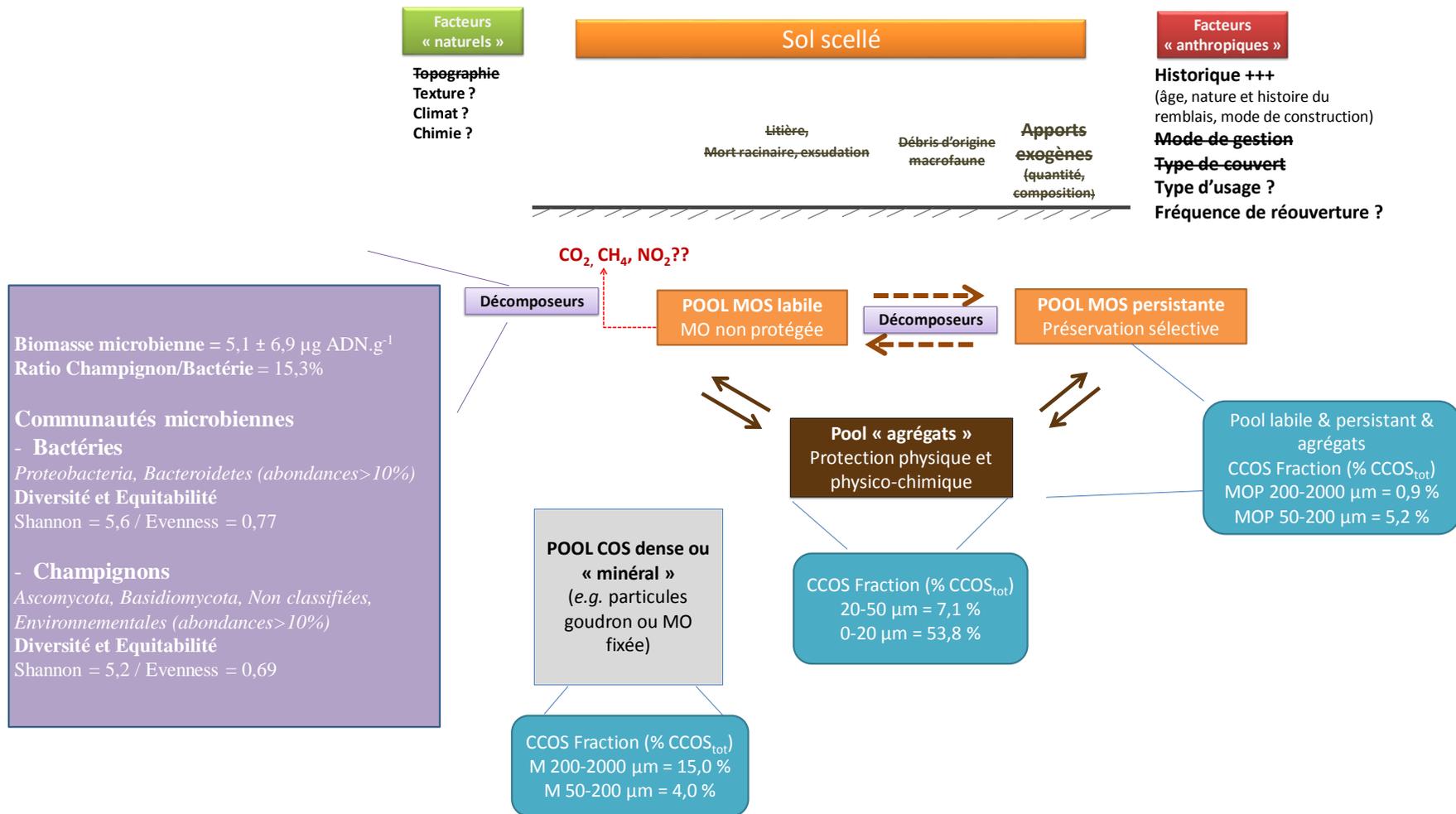
A partir de l'état de l'art et des résultats obtenus au cours des chapitres précédents, un modèle conceptuel de la dynamique du COS dans les sols EV+ a pu être proposé (Figure 64). Dans ce modèle, de la MOS fraîche est incorporée dans le sol par différentes sources (végétales, animales et apports anthropiques). La MOS apportée se divise entre un compartiment de MOS labile, donc rapidement dégradée, et un compartiment de MOS persistante, selon un coefficient de partition spécifique à chaque source. Les compartiments labiles et persistants peuvent se stabiliser par protection physico-chimique ou par protection physique, mais cette protection n'a pas une durée infinie (Derrien et al., 2016). Une molécule labile peut aussi être transformée en une nouvelle molécule qui peut devenir persistante ou bien être rapidement dégradée par les décomposeurs sous forme de CO<sub>2</sub>. La structure des communautés microbiennes et leur activité définissent le flux de MOS entre le compartiment labile et le compartiment persistant étant donné qu'une molécule facilement dégradable pour certaines communautés ne l'est pas forcément pour d'autres, et *vice versa*. La vitesse des flux entre tous les compartiments n'a pas pu être estimée à partir de nos travaux. Selon notre hypothèse, les facteurs influençant la répartition spatiale et temporelle de SCOS, auraient également un effet sur la dynamique de COS. Ainsi, dans les EV+, l'historique et le mode de gestion seraient les deux facteurs majeurs de la dynamique de COS. Ils seraient suivis par le type de couvert, le type d'usage, la texture (les autres paramètres intrinsèques du sol ne montrant pas les mêmes corrélations avec SCOS lorsqu'elles ont été étudiées pour Paris intra-muros ou pour les villes de Marseille, Nancy et Nantes).



**Figure 64. Modèle conceptuel de la dynamique du carbone organique dans les sols EV+ proposé à partir de nos travaux et de la littérature (Balesdent, 1996; Chenu et al., 2014; Coleman et Jenkinson, 2008; Lehmann et Kleber, 2015; Moni et al., 2012; Six et al., 2002).**

Les données quantitatives présentées dans la figure correspondent aux moyennes des paramètres obtenus entre les trois villes de Marseille, Nancy et Nantes dans les deux premiers horizons de sol (0-44 cm de profondeur). Les fractions de la MOS représentent les tailles potentielles des compartiments auxquels elles ont été associées ; mais sans omettre qu'une fraction n'est pas systématiquement associée à un seul compartiment (Balesdent, 1996; Lehmann et Kleber, 2015; Six et al., 2002). De plus, un point n'apparaît pas dans le modèle conceptuel : bien que la fraction 0-50  $\mu\text{m}$  de la MOS soit souvent considérée comme la fraction potentiellement stabilisée par adsorption aux surfaces des argiles et limons ou par protection physique dans les micro-agrégats, la durée de cette stabilisation est limitée. Ainsi, les molécules constamment libérées par la fraction minérale (par désorption ou destruction des microagrégats) entrent dans le compartiment labile si elles sont facilement dégradables par les communautés microbiennes à proximité, ou dans le compartiment persistant dans le cas contraire. Enfin, selon notre hypothèse, la MOS qui n'a pas pu être séparée de la fraction minérale par flottation (les fractions M 200-2000  $\mu\text{m}$  et M 50-200  $\mu\text{m}$ ) correspond à des matériaux denses tels que des particules de goudron ou de charbon, ou de la MOS adsorbée à la fraction minérale. Elle a donc probablement un temps de résidence très variable (Moni et al., 2012).

La même démarche a été appliquée aux sols scellés (Figure 65) dans lesquels la dynamique est, selon notre hypothèse, fortement ralentie par les conditions extrêmes du milieu et un apport de MOS négligeable dans le sol. Ces sols sont caractérisés par les mêmes compartiments que ceux des EV+. Cependant, du fait des couches imperméables, la respiration microbienne pourrait être plus facilement anaérobie ; l'étude des phylums bactériens et fongiques ne nous permettant pas de répondre à cette question (Paul, 2014). A partir de nos travaux, il semble que les facteurs influençant principalement cette dynamique soient l'historique de mise en place du site (épaisseur de sol excavée, remblaiement ou non) et l'usage (voirie, support de bâtiment ou trottoir). La texture initiale ou apportée pourrait également influencer la dynamique, ainsi que la chimie du sol et le climat. En effet, des températures de l'air élevées peuvent réchauffer l'enrobé et donc le sol et une partie des précipitations s'infiltrer généralement à travers l'enrobé (US Environmental Protection Agency, 2003).



**Figure 65. Modèle conceptuel de la dynamique du carbone organique dans les sols scellés proposé à partir de nos travaux et de la littérature (Balesdent, 1996; Chenu et al., 2014; Coleman et Jenkinson, 2008; Lehmann et Kleber, 2015; Moni et al., 2012; Six et al., 2002)**

### 4.5. Synthèse du chapitre

La figure 66 résume la démarche qui a été adoptée au cours de ce chapitre, ainsi que les grandes conclusions qui ont été mises en évidence et les perspectives évoquées.

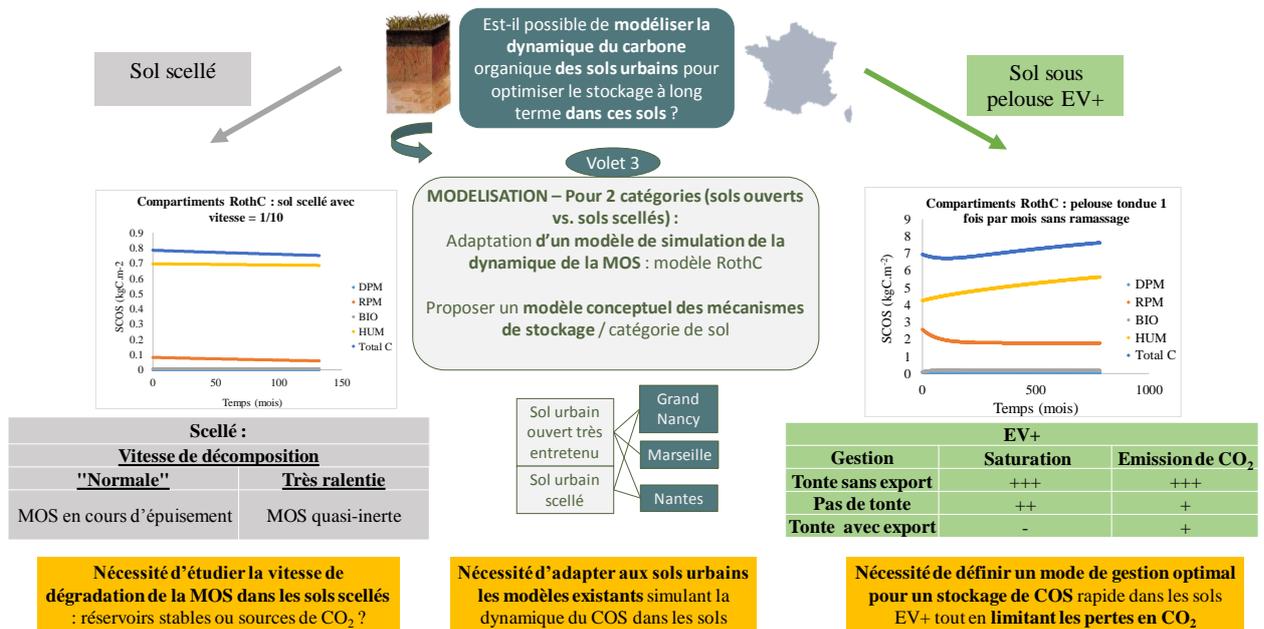


Figure 66. Synthèse du travail réalisé et des conclusions du chapitre 4 « Modélisation de la dynamique du carbone organique dans les sols urbains ».



---

## **DISCUSSION GENERALE**

---

A travers ce travail de thèse, nous avons voulu répondre à trois questions scientifiques :

- 1) Quelle part représente le stock de carbone organique dans les sols urbains ? Peut-on proposer une méthode de suivi standardisée ?
- 2) Quel est le degré de stabilité du carbone organique dans les sols urbains à l'échelle du profil de sol, à un instant  $t$  ?
- 3) Est-il possible de modéliser la dynamique du carbone organique des sols urbains pour optimiser le stockage à long terme dans ces sols ?

Ces questions ont finalement été subdivisées en différentes sous-questions auxquelles nous avons tenté d'apporter des éléments de réponse au fil des chapitres, à partir des données disponibles (Figure 67). Ce dernier chapitre vise donc à organiser les résultats obtenus afin de proposer des actions à initier pour tendre vers une certaine genericité, et ce i) d'un point de vue scientifique, pour mieux comprendre la contribution potentielle de l'ensemble des sols urbains à stocker du COS aux différentes échelles de l'espace urbain, et ii) d'un point de vue opérationnel, pour optimiser le suivi et le stockage du COS à long terme dans les sols urbains.

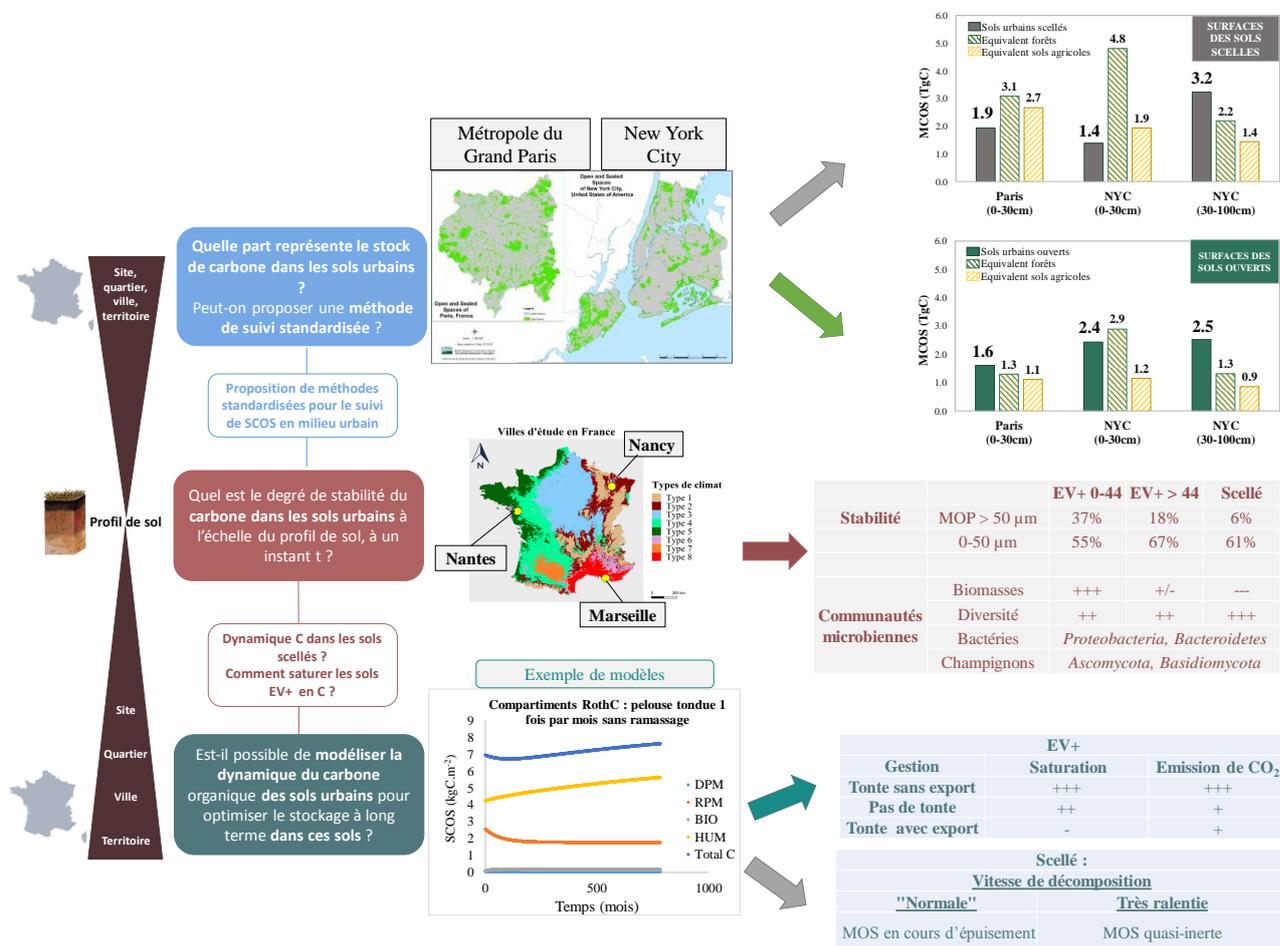


Figure 67. Résumé des étapes suivies au cours des chapitres précédents et des principaux résultats obtenus.

## 5.1. Apports scientifiques des travaux pour améliorer les connaissances sur le stock de carbone organique dans les sols urbains

### 5.1.1. Distribution spatiale du stock de carbone organique urbain, à un instant t

#### 5.1.1.1. *Stocks calculés à différentes échelles : quelle part représentent-ils ?*

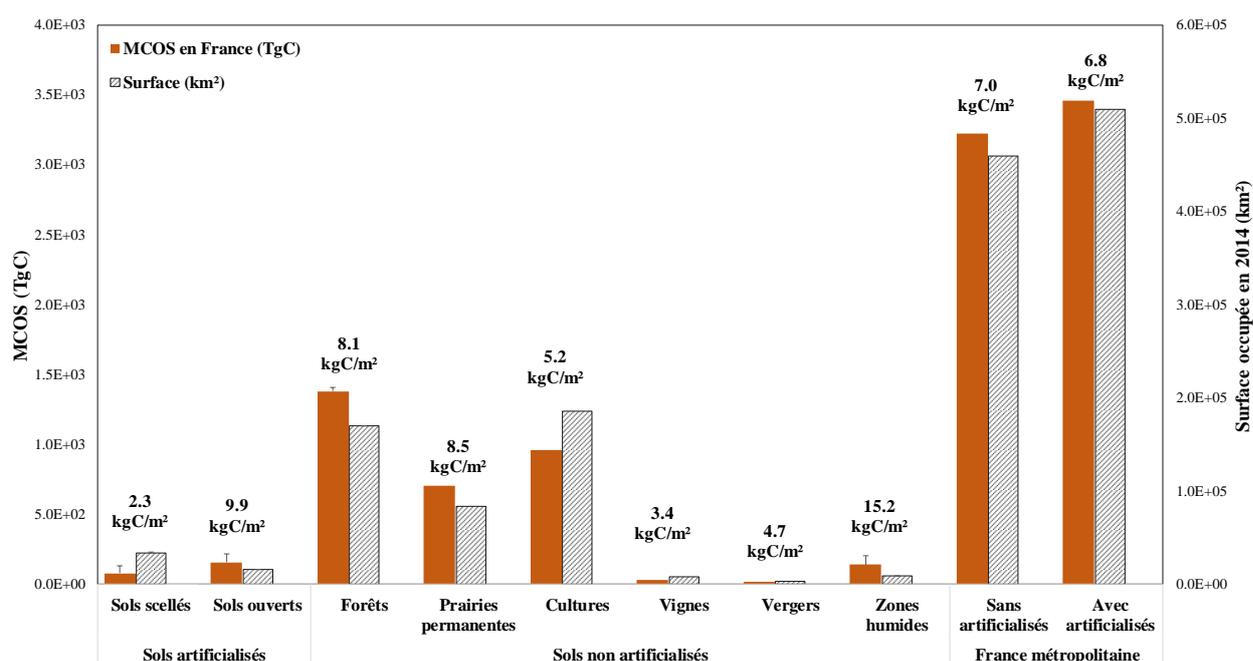
Ce travail nous a permis de quantifier les SCOS au sein de plusieurs villes et de déterminer les facteurs influençant leur répartition spatiale.

A l'échelle de la ville, et plus précisément de la MGP et de NYC, la MCOS est respectivement comprise entre 3,5 TgC (pour 798 km<sup>2</sup>, avec 70 % de surface scellée) et 3,8 TgC (pour 772 km<sup>2</sup> avec 62 % de surface scellée). La surface importante occupée par les sols scellés diminue fortement la capacité des villes à stocker du COS. Il est évident que la contribution des sols urbains entre 0 et 30 cm de profondeur augmenterait si l'imperméabilisation des sols se réduisait et qu'elle pourrait même devenir supérieure ou proche de celle des sols forestiers régionaux, à un instant donné.

La MCOS calculée dans la couche 30-100 cm à l'échelle de NYC est 1,7 fois supérieure à celle qui serait obtenue dans les couches profondes de sols forestiers pour la même surface et 2,5 fois plus élevée que dans les sols profonds agricoles. Ainsi, dans les sols urbains, les SCOS des couches profondes sont très élevés et doivent être systématiquement étudiés puisqu'ils contribuent significativement au stock global ; le COS étant, qui plus est, généralement plus stable en profondeur, en absence de perturbations (Rumpel et al., 2012).

A l'échelle du territoire national, nous pouvons estimer la contribution des sols urbains (profondeur 0-30 cm) à la MCOS de la métropole française, à partir des SCOS obtenus dans les sols scellés et ouverts de quatre grandes villes : MGP, Marseille, Nancy et Nantes. Les valeurs de SCOS mesurées ont été moyennées et associées avec les surfaces de chaque mode d'occupation des sols obtenus en 2014, à l'échelle de la France afin d'estimer une MCOS (Service de la Statistique et de la Prospective, 2015b). Nous avons réalisé le même travail pour les sols non urbains (forêts, prairies, sols cultivés, vergers, vignes, zones humides), pour lesquels un SCOS moyen et une superficie moyenne ont déjà été estimés à l'échelle de la France (Gis Sol, 2018, Saby et al., 2014; Service de la Statistique et de la Prospective, 2015). Concernant les sols non urbains, les résultats obtenus par nos calculs rejoignent les résultats de la littérature, modélisés à l'échelle de la France (sans distinction entre les sols non urbains) : nous avons trouvé MCOS de 3,2 GtC vs. 3,1-3,3 GtC dans la littérature (Arrouays et al., 2001; Martin et al., 2010).

A l'échelle du territoire, les sols scellés auraient potentiellement une MCOS de  $77,7 \pm 54,1$  TgC (surface estimée = 33 791 km<sup>2</sup> ; soit 6 % du territoire). Les sols urbains ouverts auraient une MCOS de  $156,7 \pm 61,9$  TgC (surface estimée = 15 830 km<sup>2</sup> ; soit 3 % du territoire) ; amenant à un total de  $234,1 \pm 82,2$  TgC en France métropolitaine, pour les sols artificialisés non nus. Cette valeur représente 6,8 % de la MCOS totale à l'échelle de la France estimée dans les 30 premiers cm (3,5 GtC ; Figure 68), avec une contribution respective de 2/3 – 1/3 pour les sols ouverts et scellés. La contribution de ces sols reste faible par rapport à celles des forêts, prairies et sols agricoles du fait des faibles surfaces occupées. Néanmoins, sachant que les espaces artificialisés gagnent 236 ha par jour, cette valeur de MCOS est amenée à augmenter rapidement (Service de la Statistique et de la Prospective, 2010). De plus, notons qu'à l'échelle du profil de sol (0-100 cm), la proportion représentée par les sols artificialisés augmenterait probablement, étant donné que nous avons mis en évidence une forte contribution potentielle des sols profonds artificialisés par rapport aux sols non urbains (à NYC).



**Figure 68. Masse de carbone organique (MCOS ; TgC = 10<sup>9</sup> kgC) et surfaces (km<sup>2</sup>) estimées à l'échelle de la France métropolitaine pour les différents modes d'occupation des sols.** Les MCOS et surfaces occupées totales ont été estimées à l'échelle de la France métropolitaine, en additionnant les résultats obtenus pour chaque mode d'occupation, avec et sans les sols artificialisés. Les surfaces sont issues de l'enquête Teruti-Lucas, menée en 2014 (Service de la Statistique et de la Prospective, 2015b). Les MCOS ont été calculées à partir de nos résultats dans les sols urbains ; et des résultats disponibles sur Gis Sol (2018) et Saby et al. (2014).

Finalement, le SCOS des sols ouverts urbains étudiés lors de nos travaux en France (MGP, Marseille, Nancy, Nantes) est en moyenne de 9,9 kgC.m<sup>-2</sup> ; il est de 2,3 kgC.m<sup>-2</sup> dans les sols scellés. Ainsi si les surfaces scellées correspondent à 2/3 des sols artificialisés leur MCOS ne représente qu'1/3 de la MCOS à l'échelle de la ville. Comparées aux SCOS des biomes mondiaux, ces deux valeurs sont comprises dans la gamme de SCOS cartographiée par Minasny et al., 2017 (Figure 8 ; section 1.5.5) : les sols scellés sont proches des valeurs les plus faibles et les sols ouverts sont proches des valeurs les plus élevées. Le potentiel de ces sols à stocker du COS ne peut pas être négligé.

### 5.1.1.2. Méthodes standardisées pour le suivi des stocks de carbone organique dans les milieux urbains

La méthodologie employée pour déterminer SCOS influence les résultats obtenus. Le nombre d'échantillons, la profondeur d'échantillonnage, la technique de mesure de CCOS, la méthode de calcul du SCOS à masse équivalente ou à profondeur équivalente sont autant de facteurs qui induisent des divergences pour l'évaluation de SCOS, pouvant également expliquer les différences entre les études.

#### Le facteur « nombre d'échantillons et maillage »

Au cours de nos travaux, nous avons souvent été limités par le nombre d'échantillons pour un usage donné. La question est donc de savoir à quel maillage, l'échantillonnage dans les sols urbains doit être réalisé. La mise en place d'une grille systématique, comme pour le RMQS, n'est peut-être pas judicieuse face à la grande hétérogénéité des sols urbains. L'échantillonnage doit-il alors suivre la répartition des typologies de sols urbains ?

Nous avons mis en évidence deux grandes typologies de sols urbains : les sols scellés et les sols ouverts. Dans les deux catégories, les SCOS semblent être fortement influencés par l'histoire du site. Dans la catégorie des sols urbains ouverts, les SCOS sont également influencés par la gestion du couvert, puis dans une moindre mesure, par le type d'usage des sites.

Le travail de krigeage réalisé pour proposer une cartographie des SCOS dans Paris intra-muros, a souligné l'importance de la résolution, pour la description des sols urbains. Dans le cas de la MGP, les cartes d'occupation des sols proposées par l'IAU-IDF (MOS 2012) sont au 1/5000, ce qui ne permet pas la prise en compte des arbres d'alignements ou des parterres de fleurs qui sont alors assimilés à des sols scellés. Si ces cartes apportent de l'information générale, elles doivent néanmoins être encore améliorées. La télédétection est notamment une méthode efficace pour déterminer le type de couvert végétal et propose différents paramètres de

qualification de ces couverts. Le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index* ; Becker et Choudhury, 1988) est basé sur les réponses spectrales des couverts végétaux qui dépend de l'absorption spectrale par la chlorophylle dans le rouge et les bandes proches infrarouges. Le NDSI (*Normalized Difference Soil Index* ; Deng et al., 2015), permet de distinguer : i) les sols scellés, ii) des sols sous couvert végétal et iii) des sols nus, en fonction de leur réponse spectrale. Des organismes privés, tels que *Planet*, ont acquis des images de télédétection dans le monde entier avec des résolutions allant jusqu'au centimètre. Ces données pourraient par exemple permettre de distinguer les bâtiments, les sols de voiries, les arbres d'alignement et ainsi améliorer les travaux de cartographie et de krigeage du SCOS dans les sols urbains.

Enfin, la faible quantité d'échantillons disponibles pour l'étude des sols scellés, en lien avec leur difficulté d'accès, est source d'un manque de connaissance de ces sols (Wei et al., 2014a, 2014b ; Yan et al., 2015). Néanmoins, au cours des campagnes d'échantillonnage, nous avons remarqué qu'il était possible de prélever des échantillons de sols scellés en profitant des travaux de maintenance ou d'installation des réseaux, ou encore des interventions de l'INRAP (Institut National de Recherches Archéologiques Préventives) lors de tout projet d'aménagement. Les sols sont généralement ouverts jusqu'à au moins 1 m de profondeur et des chantiers multiples se déroulent tout au long de l'année, dans différentes zones de la ville. Des études opportunistes lors de ces chantiers pourraient permettre une meilleure connaissance de la répartition, au moins spatiale, du SCOS dans les sols scellés. Le plan d'échantillonnage dans les sols scellés devrait inclure et distinguer les trottoirs, des routes ou même des sols sous bâtiments, car ils ont probablement différents SCOS (Edmondson et al., 2012).

### Le facteur « profondeur d'étude »

Etudier les SCOS uniquement dans les 30 premiers centimètres de profondeur ne paraît pas adapté dans les sols urbains. Nous avons montré que dans les sols ouverts, les deux premiers horizons de sols ( $44 \pm 8$  cm de profondeur) avaient des fractions de la MOS très différentes de celles des horizons plus profonds. Cependant, les sols en profondeur peuvent être caractérisés par d'anciens horizons de surface, riches en COS. Ainsi à NYC, certains horizons profonds ont montré des valeurs nettement plus élevées de SCOS et de MCOS que les sols profonds agricoles et forestiers. L'étude du SCOS dans les sols urbains devrait donc être systématiquement réalisée à l'échelle du profil de sol.

De plus, nous avons montré que la profondeur a un effet probable sur la dynamique et la sensibilité de COS à l'anthropisation. Le degré d'anthropisation sur les biomasses moléculaires

et densités bactériennes et fongiques, a par exemple montré un effet contraire sur les sols ouverts, lorsque nous nous plaçons à i) 0-44 cm de profondeur et ii) au-delà de 44 cm de profondeur.

Le choix de la profondeur d'étude du SCOS est de toute façon une question primordiale en ville puisque les projets d'aménagement urbains induisent souvent de fortes perturbations des sols au-delà d'un mètre de profondeur (*e.g.*, mise en place de parkings ou de réseaux souterrains). De ce fait, il serait peut-être nécessaire d'étudier SCOS à plus d'un mètre de profondeur.

### Le facteur « éléments grossiers »

L'étude des éléments grossiers et leur SCOS dans les sols urbains est également une problématique qui devrait être plus approfondie. En effet, la caractérisation privilégiée de la terre fine est issue d'une coutume acquise sur les sols agricoles, où les éléments grossiers sont généralement considérés comme minéraux (Ugolini et al., 1996). Or, ce fait n'a pas été validé pour les sols urbains. Au contraire, une étude photographique des éléments grossiers dans les sols de Marseille, Nancy et Nantes ont montré une grande variabilité de ces éléments pouvant être d'origine naturelle ou anthropique (*e.g.*, goudron, brique, verre, chewing-gum, pouzzolane apportée) et pouvant contenir du COS. De ce fait, les SCOS des fractions grossières et leur temps de résidence doivent être étudiés dans les sols urbains, afin de préserver au maximum leurs propriétés ; comme cela a déjà été souligné pour les sols non urbains (Zabowski et al., 2011).

### Le facteur « méthodes et échelles de calcul »

Les méthodes de calcul ont un impact significatif sur les valeurs de SCOS. Poeplau et al. (2017), l'ont montré pour des sols non urbains, et nous avons obtenu des observations similaires pour des sols urbains. La différence de valeur calculée du SCOS entre les méthodes Eq. 1.1 et Eq. 4, est notamment visible pour des CCOS élevées. La méthode Eq. 4 est la plus précise pour calculer le SCOS dans la terre fine, étant donné qu'elle prend le plus en compte la présence d'éléments grossiers dans le sol. Cette équation peut être écrite de deux façons (Eq. 4a et Eq. 4b ; section 1.8.1 ; p. 34). Or, en privilégiant l'équation Eq. 4a, cette méthode ne présente pas de contrainte particulière. Nous avons aussi montré que l'échelle de calcul (horizon, profil, site) pour un site d'étude pouvait influencer le résultat de SCOS, du fait de la variation intrasite, potentiellement importante, dans les sols urbains. Ainsi, si les paramètres nécessaires au calcul du SCOS sont calculés par couche de sol et non par horizon ou s'ils sont moyennés pour le site avant de calculer SCOS, le résultat sera différent. La méthode la plus précise (mais aussi la plus

fastidieuse) doit prendre en compte les caractéristiques de chaque horizon de sol et non pas celle d'une couche moyenne de sol, ce qui nécessite une description du profil et des épaisseurs de chaque horizon. Le calcul du SCOS est ensuite réalisé pour chaque profil, puis moyenné par site. Cette méthode a cependant montré des limites lors de l'échantillonnage, notamment avec la difficulté de creuser des profils de même profondeur (dépendant des contraintes sur le terrain) ou encore avec des horizons difficilement échantillonnables (trop fins ou trop chargés en éléments grossiers).

La méthode finale de comparaison de SCOS, à profondeur équivalente ou à masse équivalente peut produire des résultats significativement différents. La comparaison des SCOS à masse équivalente est un travail plus fastidieux et coûteux en temps que celle à profondeur équivalente. Nous l'avons testée directement à l'échelle du site, en utilisant les moyennes de CCOS,  $M_v$  et  $\delta_{>2mm}$  obtenues tous les 10 cm pour chaque site, ce qui la rend moins précise qu'une comparaison à l'échelle du profil. Ainsi, cette méthode présente encore des limites quant à son utilisation dans les sols urbains et doit être améliorée.

### 5.1.1.3. Une solution alternative : la spectroscopie visible et proche infrarouge

La VNIRS appliquée *in situ*, a montré un fort potentiel pour estimer directement SCOS dans les sols urbains. Elle a montré lors de nos travaux, des prédictions précises du SCOS dans la terre fine, à l'échelle de profils de sol d'au moins 70 cm d'épaisseur. Pour conforter ces résultats, une base de données (mesures VNIR *in situ* et mesures conventionnelles) doit être construite avec un nombre beaucoup plus élevé d'échantillons, représentatifs des sols ouverts et scellés. Ainsi, un modèle robuste de prédiction de SCOS à partir de spectres VNIR pourrait être construit et être ensuite utilisé en routine pour prédire le SCOS des sols urbains. Ceci nous permettrait d'analyser rapidement et à coût raisonnable, un très grand nombre d'échantillons dans le temps et l'espace, ce qui est une condition indispensable en milieu urbain.

Ainsi, l'une des questions de la littérature est de savoir quel nombre d'échantillons utiliser pour obtenir un modèle suffisamment robuste, à l'échelle d'un ou de plusieurs sites d'études (Kuang et Mouazen, 2012). A partir d'un grand jeu de données hétérogènes comme à Paris, la question est de savoir combien de données suffisent pour que leur hétérogénéité soit compensée par leur nombre. Cette question se pose dans le cas des mesures réalisées de manière conventionnelle et de façon encore plus cruciale avec la VNIRS. En effet, l'erreur engendrée par cette technique est supérieure à celle obtenue par les méthodes conventionnelles, puisqu'elle intègre l'erreur des valeurs conventionnelles et celle des spectres.

### 5.1.2. Les sols urbains : puits ou sources de CO<sub>2</sub> ?

#### 5.1.2.1. Stabilité du carbone

La fraction MOP 50-2000  $\mu\text{m}$  a un temps moyen de résidence dans le sol allant de l'année à une vingtaine d'années, contrairement aux MOS adsorbées sur les argiles (fraction 0-50  $\mu\text{m}$ ) qui ont un temps de résidence moyen supérieur à 50 ans (Balesdent, 1996 ; Six et al., 2002). Nos travaux ont mis en évidence qu'une forte proportion de COS (de 55 à 63 %) est contenue dans la fraction 0-50  $\mu\text{m}$  des sols urbains. Ces valeurs sont néanmoins inférieures à celles obtenues pour des sols forestiers à 0-30 cm de profondeur (69 % ; Balesdent et al., 1998).

Si les sols EV+ 0-44 cm sont caractérisés par la plus faible proportion de COS stable, elle représente tout de même la moitié des MOS (55 %). Il y a en revanche une proportion de MOP 50-2000  $\mu\text{m}$  plus élevée dans ces sols que dans des sols forestiers (37 % vs. 30 %).

Les sols EV+ > 44 cm sont caractérisés par une proportion plus élevée de COS stable (67 %), qui est presque égale à celle des sols forestiers. Ils ont, en revanche, une proportion de MOP 50-2000  $\mu\text{m}$  deux fois plus faible que dans les EV+ 0-44 cm (18 %).

Dans les sols urbains scellés, la CCOS est très faible mais la proportion de COS potentiellement stable (61 %) est également proche de celle des sols forestiers. En revanche, la proportion de MOP 50-2000  $\mu\text{m}$  y est la plus faible (6 %). La fraction M 50-2000  $\mu\text{m}$  est également plus importante dans les sols scellés : une observation de cette fraction au microscope nous permettrait d'en caractériser la nature (MOS faiblement liées aux fractions minérales ou MOS denses).

Il serait intéressant d'aller plus loin dans l'étude de la stabilité du COS dans les sols urbains, par exemple, à travers la quantification de la respiration spécifique de ces sols. Des incubations de sols avec et sans déstructuration des agrégats à différentes échelles, pourraient également être appliquées afin d'étudier la part de COS protégée physiquement dans les agrégats. Nous pourrions ainsi mieux prédire la capacité de ces sols à faire face à des perturbations (*e.g.*, changement d'usage, voire un descellement des sols) et à stocker du COS.

#### 5.1.2.2. Les communautés microbiennes

L'effet de la quantité et de la qualité de la MOS sur l'intensité des flux de CO<sub>2</sub> est bien établi (Henriksen et Breland, 1999; Nicolardot et al., 2001). Les microorganismes sont responsables de la minéralisation du COS mais ils permettent également une stabilisation du COS à travers l'apport de résidus récalcitrants (*e.g.*, chitine, protéines, lipides) impliqués dans la stabilisation de COS au même titre que les propriétés minérales du sol (Kallenbach et al., 2016).

Dans notre étude, la biomasse moléculaire des communautés microbiennes et les densités fongiques et bactériennes sont plus de 10 fois inférieures dans les sols scellés ( $2,1 \pm 4,0 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$ ) que dans les sols ouverts à 0-44 cm ( $74,3 \pm 43,1 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$ ). La biomasse moléculaire moyenne obtenue dans les sols français non urbains, à partir des données du RMQS, est comprise entre ces deux valeurs ( $9,9 \pm 5,7 \mu\text{g ADN.g}^{-1}$ ; Dequiedt et al., 2011). Ceci révèle probablement une activité microbienne stimulée dans les horizons de surface des sols urbains ouverts et limitée dans les sols scellés. Concernant les sols EV+ (0-44 cm), la biomasse microbienne et densité bactérienne, sont dans nos travaux, positivement corrélées au degré d'anthropisation. Ceci rejoint les conclusions de Tardy et al. (2015) : les activités humaines n'ont pas nécessairement un impact négatif sur les communautés microbiennes du sol. Cependant, les communautés sont également peut-être en dormance dans les sols, leur étude génomique ne nous permettant pas de répondre à cette question. Il serait donc désormais nécessaire de quantifier le taux de décomposition de la MOS dans les sols urbains, en fonction du type de couvert et du mode de gestion, afin de quantifier leur contribution au stockage net de COS.

Au niveau de la structure des communautés, les sols scellés ont un ratio champignons/bactéries de 15 % environ, contre 0,8 % dans les sols EV+. Ces valeurs témoignent d'un déséquilibre des communautés microbiennes dans ces sols (un ratio microbien équilibré est compris entre 1 % et 5 % ; Halska et al., 2015). Les communautés fongiques, généralement oligotrophes, sont significativement plus équilibrées et diverses dans les sols scellés que dans les sols EV+. Ceci est en accord avec les résultats précédents : les sols scellés sont caractérisés par une MOS plutôt récalcitrante et les sols ouverts par une MOS labile (MOP 50-2000  $\mu\text{m}$ ). Le C/N est notamment un indicateur explicatif des communautés microbiennes présentes : les sols scellés de Nancy et Nantes présentent un C/N de  $77 \pm 122$  ; les EV+ > 44 cm, de  $23 \pm 16$  et les sols EV+ 0-44 cm ont un C/N de  $14 \pm 4$ . Or, les bactéries sont généralement très sensibles au manque d'azote dans les sols, ce qui est moins le cas des champignons (Mooshammer et al., 2014). Ainsi, les sols EV+ 0-44 cm sont plus favorables au développement des bactéries que les autres sols.

En revanche, que ce soit au sein des communautés de bactéries et de champignons, les phylums présents ne sont pas sensiblement différents entre les sols EV+ et les sols scellés : ils ont tous les deux des communautés considérées comme copiotrophes (*Proteobacteria*, *Bacteroidetes*) et oligotrophes (*Acidobacteria*, champignons ; Fierer et al., 2007; Mooshammer et al., 2014). Enfin, dans les deux catégories de sols, la diversité bactérienne est comparable. Ainsi, les sols

scellés présentent une stabilité élevée de leur MOS et de la structure de leurs communautés microbiennes ; les SCOS et biomasses microbiennes étant, en revanche, très faibles.

Il serait désormais nécessaire d'étudier les communautés bactériennes et fongiques à un niveau taxonomique plus fin (ordre des populations) dans les sols urbains, afin de réellement appréhender l'effet de l'anthropisation des sols sur les populations microbiennes et sur les mécanismes de dégradation de la MOS (Philippot et al., 2010).

### 5.1.2.3. Effet de la gestion des espaces verts et du scellement des sols

L'activité microbienne contribue au stockage de COS à long terme, à condition que le CO<sub>2</sub> émis par la respiration microbienne soit au moins compensé par les intrants de COS dans le sol.

La modélisation ne nous a pas permis de quantifier les entrées et sorties de carbone dans les sols urbains, mais nous a aidés à comprendre ces flux. Le scellement des sols entraîne un ralentissement de la dynamique du COS. Or, selon le degré de ce ralentissement, les sols scellés peuvent être considérés comme des milieux très stables en matière de dynamique du COS ou bien des sources de CO<sub>2</sub>. Il est donc nécessaire de mieux comprendre les mécanismes de dégradation des MOS, ainsi que leur *turnover*, dans ces sols. De plus, dans l'optique d'un descellement, nous pouvons supposer que l'activité microbienne dans ces sols est susceptible de reprendre rapidement du fait de la présence de communautés microbiennes adaptées. Le risque de *priming effect* n'est pas à redouter car il y a, en général, très peu de MOS stockée à dégrader. Concernant les sols ouverts, il semble que les tontes régulières permettent d'accélérer la stabilisation de la MOS, mais elles sont également sources de CO<sub>2</sub> à travers une respiration microbienne stimulée. La gestion intensive des sols peut donc avoir un effet à double tranchant pour limiter l'émission de GES et l'existence d'une gestion optimale devrait donc être étudiée. Dans tous les cas, les tontes avec export des résidus sont la cause d'une diminution de SCOS dans les sols urbains et doivent être évitées.

### 5.1.3. **Vers un « 4 pour 1000 » urbain ?**

Si nous reprenons les deux villes mondiales étudiées dans ce travail, en 2015, environ 52 Tg eq CO<sub>2</sub> (soit 14,2 TgC) étaient émis par la ville de NYC (NYC Mayor's office, 2017) et 7,6 t eq CO<sub>2</sub>.an<sup>-1</sup> par habitant, soit 53 Tg eq CO<sub>2</sub> étaient émis par la MGP (14,5 TgC ; Métropole du Grand Paris, 2017). On voit donc que NYC et MGP, pour des surfaces et un nombre d'habitants similaires, ont des émissions annuelles de C identiques. Afin de compenser ces émissions annuelles, il faudrait que chaque année, NYC et la MGP stockent dans leurs sols ouverts, respectivement 5,9 et 9,1 fois leur stock actuel (ratio des émissions de C annuelles sur

le SCOS actuel), à 0-30 cm de profondeur. Si l'on considère une épaisseur de sol de 0-100 cm, NYC devrait stocker 2,9 fois le stock actuel de ses sols ouverts, afin de compenser ces émissions.

Ces valeurs sont impossibles à atteindre, à l'échelle de la ville : le potentiel de stockage des sols n'est pas illimité et un apport important de matière organique dans le sol peut stimuler l'activité microbienne qui la dégrade en libérant du CO<sub>2</sub>. Sur la base du travail réalisé en section 3.5 (p. 157), le SCOS<sub>def</sub> de la fraction 0-20 µm a été calculé à 0-80 cm de profondeur pour chaque site, puis moyenné par catégorie d'usage (sols EV+ et scellé ; Hassink, 1997). En utilisant ces moyennes à l'échelle de la France métropolitaine, avec les surfaces utilisées précédemment, on obtient un potentiel (ou déficit) de 151 TgC pouvant être stocké dans la fraction 0-20 µm des sols EV+ et de 520 TgC dans les sols scellés. Ces chiffres sont, rappelons-le, à utiliser avec précaution. Néanmoins, ce potentiel n'est pas négligeable, d'autant plus dans une tendance à vouloir sceller les sols. Ces valeurs devraient pouvoir être utilisées pour la mise en place de programmes de sensibilisation quant aux potentiels de stockage des sols urbains, et surtout concernant le déficit de COS engendré par l'imperméabilisation des sols. Enfin, Balesdent et al. (2018) ont mis en évidence une contribution de seulement 19 % des sols profonds non urbains au stockage de COS incorporé durant les 50 dernières années. Or les sols profonds urbains se sont distingués des sols profonds non urbains, dans nos travaux, en ce qui concerne SCOS ; ils pourraient donc également se distinguer dans leur contribution au stockage de COS, et devraient donc être étudiés.

Cette étude montre que le stockage de COS dans les sols ne pourra pas solutionner et compenser toutes les émissions de GES de l'écosystème urbain et qu'un réel effort de limitation des émissions de GES par habitant est aujourd'hui indispensable.

## **5.2. Gestion durable des villes pour optimiser le stockage de carbone organique à long terme**

### **5.2.1. Les efforts des Villes pour mieux gérer les sols**

La Métropole du Grand Paris a lancé l'élaboration du Plan Climat Air Energie Métropolitain (PCAEM) en 2016, qui vise à faire converger l'action des communes et des territoires en faveur de la résilience climatique, de la transition énergétique et de la qualité de l'air. Selon ce plan, 10,8 Tg eq CO<sub>2</sub> seraient stockés dans les sols ouverts de la MGP, à 0-30 cm de profondeur, ce qui représente 2,9 TgC. Nos travaux nous ont permis de mettre en évidence une MCOS de

1,6 TgC dans les sols ouverts de la MGP à cette profondeur. Cet écart entre les résultats est probablement dû aux méthodologies divergentes pour l'estimation de MCOS. Néanmoins, la MCOS est non négligeable dans les sols urbains ; cette valeur pouvant potentiellement être augmentée. Pour cela, des efforts sont nécessaires, notamment dans l'aménagement et la gestion des villes ; ce qui est de plus en plus pris en compte par les aménageurs, comme le montre l'effort d'élaboration du PCAEM, qui vise à proposer des solutions pour un développement durable des villes (Métropole du Grand Paris, 2017).

### 5.2.2. Mise en place des sites urbains

Nous avons montré grâce à nos travaux que ce n'était pas forcément l'appartenance à une aire urbaine qui menaçait les SCOS des sols, mais plutôt la perturbation liée i) au changement d'affectation des sols et ii) à l'imperméabilisation des sols. Lors de l'imperméabilisation, les horizons de surface sont souvent excavés, puis stockés avant réutilisation sur un autre site. Ces processus s'accompagnent d'une forte perte de COS et d'émissions de CO<sub>2</sub>. Il est donc crucial de s'interroger sur la nécessité d'une imperméabilisation systématique des sols pour un grand nombre de projets d'aménagement. Le descellement de certains espaces devient un enjeu de résilience environnementale. Une ville caractérisée par une proportion de sols scellés élevée est caractérisée par un SCOS faible et la mise en place de nouveaux espaces végétalisés devient primordiale. De plus, les espaces verts déjà en place doivent être mieux préservés et les plans d'aménagement futurs doivent inclure le plus de surfaces végétalisées.

### 5.2.3. Gestion des sites urbains pour un stock optimal

La gestion des sites est un facteur majeur influençant les SCOS dans les sols urbains. C'est pourquoi, il faut optimiser durablement la gestion des villes, dans une optique de stockage du COS et ainsi de limitation de l'émission des GES.

Concernant les sols sous arbres d'alignement, les faibles SCOS trouvés pour Paris intra-muros ne sont pas en accord avec les résultats de Scharenbroch et al. (2005) qui n'ont pas trouvé de différence significative du stock de MOS (ou SCOS) entre les arbres d'alignement (MOS = 13,8 kgC.m<sup>-2</sup> pour 0-15 cm de profondeur) et les parcs ou vieux sols résidentiels. Cette divergence pourrait être due à une politique de gestion différente des arbres d'alignement, entre les deux villes. En effet, en France, les résidus aériens (feuilles, branches) des arbres d'alignement sont évacués, et le sol n'est généralement pas fertilisé, ce qui peut expliquer leur faible SCOS. De plus, les arbres d'alignements installés au niveau des trottoirs disposent en général d'un volume souterrain disponible pour les racines assez restreint (4 à 8 m<sup>3</sup>). Ils

devraient donc être systématiquement plantés dans une tranchée continue couverte d'une bande enherbée. Une recommandation générale serait, dans tous les espaces verts adaptés, de laisser en place les résidus de tonte et feuilles mortes. Des études plus poussées sur l'effet du choix du mode de gestion sur le stockage du COS à long terme devraient être également menées pour déterminer s'il existe une gestion optimale, permettant d'amener les SCOS à un équilibre, tout en minimisant les émissions de CO<sub>2</sub> par la gestion elle-même.

### 5.3. Données récoltées par les organismes : atouts et lacunes pour un usage scientifique

Les travaux de la thèse ont mis en avant l'intérêt d'une mise en commun de données entre les gestionnaires et les scientifiques. En effet, la prise de contact avec différents organismes a montré un certain succès avec : i) la collecte d'au moins 10 000 données, contenant des informations sur le COS ; ii) un réel engouement des gestionnaires (notamment des villes et agglomérations), face aux problématiques et résultats scientifiques obtenus. Les études liées à la contamination des sols dans le cadre de projets d'aménagement dans les villes ou celles en lien avec le plan de fertilisation des espaces verts, sont à l'origine d'une grande quantité de données dans toutes les villes de France, mais elles sont rarement exploitées et devraient être valorisées scientifiquement sur le long terme. Une BDAT (Base de Données des Analyses de Terre) urbaine devrait être construite et être accessible publiquement, dans le cadre d'une démarche participative. En contrepartie, les scientifiques pourraient régulièrement faire un effort de vulgarisation de leurs résultats pour les rendre accessibles à tous et les rendre utilisables par les gestionnaires. Cependant, afin que ces données soient plus facilement traitées scientifiquement, quelques conseils méthodologiques pour les collecteurs de données, faciles à appliquer, devraient être suivis :

- préciser la **profondeur d'étude du sol**, soigneusement et systématiquement ;
- prélever un **échantillon composite**, qui soit représentatif de la couche étudiée ;
- prélever un **échantillon supplémentaire avec un cylindre de volume connu** pour déterminer sa **masse volumique apparente** (15-30 min de plus) : le tamiser à 2 mm, le sécher à 105 °C pendant 48 h, puis le peser pour calculer  $M_v$ . Ces étapes sont plus fastidieuses, mais des collaborations entre unités de recherche et gestionnaires pourraient être mises en place, afin que les analyses de  $M_v$  soient prises en charges par les unités de recherche.
- Préciser les **coordonnées exactes du point de prélèvement** ;

- préciser le **type de couvert** (nature de la végétation, sol nu, ou imperméabilisé) ;
- préciser le **type d'usage** (selon les 15 types d'usages proposés lors de nos travaux, mais en précisant pour les sols scellés si le sol scellé est sous trottoir, sous route ou bâtiment) ;
- préciser, s'il est connu, le **mode de gestion du couvert végétal**, dans le cas des sols ouverts : ramassage ou non des résidus (de tonte, de taille), paillage, arrosage, fréquence des interventions ;
- si connus et disponibles, apporter **des éléments historiques** sur le site et sur le **matériau HAHT**.

Enfin, dans les documents envoyés par les organismes partenaires au cours de la construction de la base de données, nous avons constaté que, lors d'études de la contamination des sols urbains, souvent un seul échantillon pouvait être prélevé sur plusieurs mètres de profondeur de sol. Or, que ce soit pour l'étude de la pollution des sols ou pour l'étude des stocks, des profondeurs systématiques devraient être échantillonnées, dans toutes les villes, pour pouvoir être ensuite exploitées scientifiquement. Une autre possibilité serait un travail en collaboration avec des pédologues afin que les descriptions des profils puissent apporter des éléments de réponses sur le potentiel des sols à accueillir les projets d'aménagement et elles pourraient aiguiller sur les épaisseurs de sols à étudier plus spécifiquement.

### **CONCLUSION GENERALE**

Le travail de thèse avait pour enjeu principal d'évaluer la capacité des sols urbains à se comporter comme des réservoirs de carbone organique, au même titre que les sols forestiers ou agricoles, et de définir l'intensité et la pérennité de ce stockage de carbone. La démarche s'est d'abord basée sur une méthodologie partiellement aléatoire, fondée sur une collecte de données sur les sols urbains à l'échelle du territoire national. En effet, nous ne savions pas si les organismes détenteurs de données pédologiques urbaines seraient réceptifs à notre demande. Finalement, le résultat a été positif : les gestionnaires, notamment les Villes et Agglomérations, ont été très intéressés et ont même, pour certains d'entre eux, souhaité être informés des résultats de nos travaux. Ceci témoigne de l'engouement fort de la société et des acteurs de l'aménagement urbain pour ce travail de recherche. De plus, cette démarche nous a permis d'obtenir des données de teneurs en carbone pour près de 3 600 échantillons de sols à l'échelle nationale auxquels il faut ajouter plus de 8 000 échantillons issus de la Métropole du Grand Paris. Les interactions entre chercheurs et gestionnaires urbains ont été très positives et des collaborations futures sont envisagées, d'une part pour faire avancer les connaissances scientifiques et d'autre part, pour les transcrire en termes d'outils capables d'éclairer la décision publique.

Les données obtenues antérieurement à la thèse et compilées dans une base de données unique sont très hétérogènes, notamment quant aux profondeurs de sols prospectées et au faible nombre d'échantillons collectés par profil de sol. En conséquence, le traitement de ces données aura été à la fois informatif (ce sont les seules données disponibles aujourd'hui) et limité (ces données ne résultent pas d'un plan d'échantillonnage raisonné). Une optimisation des méthodes d'échantillonnage doit alors être envisagée à court terme à travers un partenariat entre scientifiques et gestionnaires. Dans nos travaux sur la Métropole du Grand Paris, du fait de ces hétérogénéités et du manque d'informations pour certains paramètres édaphiques, le traitement des données s'est basé sur de nombreuses hypothèses permettant toutefois de dégager des tendances. Il s'agit effectivement, de manière inédite dans l'étude de sols urbains, de travaux basés sur plus de 500 échantillons (après nettoyage de la base de données et sélection des données en fonction des questions posées) pour une seule ville dont l'histoire est très largement renseignée. Ainsi, l'imprécision des résultats constatée pour chaque point d'échantillonnage est potentiellement compensée par le nombre d'échantillons disponibles. Pouvoir accéder à un grand nombre de données, mêmes parfois incomplètes, peut apporter des connaissances nouvelles. Ainsi, nous avons tout d'abord montré que le stock de carbone organique des sols

## CONCLUSION

---

urbains, notamment pour les espaces verts, n'était pas négligeable. Nos travaux ont permis de mettre en avant une homogénéité des stocks de carbone entre les parcs de deux villes (Paris et New York) situées dans des continents différents, alors que les sols urbains sont connus pour être très hétérogènes déjà à l'échelle d'une même ville. De plus, l'histoire d'une ville, et plus particulièrement de quartiers ou d'îlots au sein d'une ville, influence le stock de carbone dans les sols, et ce même plus de 100 ans après l'installation d'un site. Nous avons également mis en évidence que l'évolution dans le temps du mode de gestion des espaces verts doit être considérée comme un facteur d'influence majeur du stockage de carbone organique dans les sols, à l'échelle de la ville. Nous avons aussi montré la forte contribution des horizons profonds de tous sols urbains, ouverts ou scellés, au stock global de carbone. Les sols scellés présentent néanmoins un stock de carbone organique très faible sur les 30 premiers centimètres du profil. Nous avons comparé différentes méthodes de suivi du stock de carbone dans les sols afin de proposer une méthode harmonisée de description des sols urbains.

Ces méthodes ont ainsi été mises en œuvre sur le terrain dans des sols d'espaces verts entretenus, des sols d'espaces verts non entretenus et des sols scellés, et ceci dans trois aires urbaines françaises à Marseille - Aix-en-Provence, Nancy et Nantes. Des sites sélectionnés pour leur usage ont été étudiés, nous permettant de dégager des tendances de statut et de dynamique du carbone pour des usages donnés. Nous avons préférentiellement étudié la stabilité potentielle du stock de carbone organique des sols, ainsi que les communautés microbiennes présentes dans les sols intensivement entretenus et dans les sols scellés. Nous avons choisi d'étudier plus précisément ces deux catégories d'usage de sol qui ont des caractéristiques très différentes et qui présentent les stocks de carbone les plus extrêmes. Ce sont les catégories de sols pour lesquelles des préconisations de mise en place, ou de gestion peuvent être faites de manière systématique, pour permettre un stockage durable de carbone. Pour les sols d'espaces entretenus de manière plus extensive, leur forte hétérogénéité rendait difficile, selon nous, la détermination de tendances de fonctionnement. Ces travaux nous ont permis de mettre en évidence que les sols scellés étudiés sont caractérisés (i) par de fortes proportions de matières organiques potentiellement stables et (ii) par une diversité et une équitabilité élevées de leurs communautés microbiennes, notamment fongiques. En revanche, les quantités de matières organiques et les biomasses microbiennes y sont extrêmement faibles. Si nous avons émis l'hypothèse d'une dynamique du carbone ralentie dans ces sols, des investigations plus approfondies permettraient d'estimer l'évolution du taux de décomposition des matières organiques après imperméabilisation. Une question reste ouverte : ces sols sont-

## CONCLUSION

---

ils des sources d'émission de carbone après imperméabilisation ou les matières organiques y sont-elles stabilisées à long terme ?

Dans les sols d'espaces verts gérés intensivement, les proportions de matières organiques de la fraction organo-minérale (potentiellement stables) sont plus faibles, et celles des matières organiques particulières (potentiellement labiles) sont plus élevées que dans les sols scellés. La respiration microbienne, notamment bactérienne, est probablement stimulée dans ces sols entretenus. Néanmoins, les stocks de carbone y sont élevés, et ces sols doivent impérativement être préservés d'une imperméabilisation. Une perspective de travail réside alors dans la proposition d'un mode de gestion optimum permettant à la fois d'augmenter le stockage de carbone dans les sols et de limiter sa dissipation sous forme de CO<sub>2</sub>.

La spectroscopie visible et proche infrarouge a été testée sur le terrain, et a montré une certaine efficacité et un réel potentiel à être utilisé pour caractériser rapidement le carbone de sols urbains aux usages et aux propriétés contrastées. Forts des résultats obtenus, il est toutefois envisagé d'améliorer encore l'approche, notamment en développant, au-delà de l'analyse classique de la terre fine, une caractérisation de la fraction grossière, technogénique ou non, des sols urbains. L'enjeu est alors de pouvoir quantifier le stock de carbone associé à l'intégralité des matériaux constitutifs des sols urbains, y-compris les éléments grossiers souvent présents en proportion non négligeable. Une amélioration supplémentaire de la représentativité des résultats à l'échelle de la ville pourra être acquise en amplifiant l'effort de recherche dédié aux sols scellés et leur contribution aux bases de données pédologiques urbaines. Enfin, une base de données spectrales, obtenues *in situ*, intégrant les sols de villes supplémentaires doit être développée afin de construire un modèle de prédiction robuste du stock de carbone, utilisable en routine.

A partir de l'ensemble de nos résultats et hypothèses, un modèle conceptuel de la dynamique du carbone organique dans les sols d'espaces verts gérés de manière intensive et les sols scellés a été proposé. Il est à ce stade qualitatif dans le sens où de multiples hypothèses ont été émises sur certains paramètres du modèle. Il serait désormais nécessaire de quantifier les coefficients de partition de la matière organique entre les différents compartiments, et au sein de ces compartiments, les taux de décomposition de la matière organique. Ceci permettrait de mieux comprendre les processus en jeu et de développer ou adapter au contexte urbain des modèles connus de la dynamique du carbone tels que RothC. Ce travail de calibration et de validation du modèle mérite d'être mené sur l'ensemble des usages des sols urbains, afin de pouvoir tester divers scénarios de l'évolution des stocks de carbone organique. Parmi ces scénarios, le

## CONCLUSION

---

changement climatique ainsi que les perturbations liées aux activités humaines (changement d'usage des sols ou des pratiques), sont autant de leviers qui permettront de formuler des préconisations aux décideurs et aux gestionnaires des espaces verts quant aux modes de gestion et itinéraires techniques. Une optimisation durable des modes de gestion des sols urbains permettrait de compenser le déficit de carbone mis en évidence dans ces sols.

## **REFERENCES**

- ADEME, 2014. Carbone organique des sols : l'énergie de l'agro-écologie, une solution pour ... (No. 7886).
- Adhikari, K., Hartemink, A.E., 2016. Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma* 262, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- AFNOR, 2016. NF EN ISO 17294-2 - Qualité de l'eau - Application de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS) - Partie 2 : dosage des éléments sélectionnés y compris les isotopes d'uranium.
- AFNOR, 2014. NF EN ISO 10693 - Qualité du sol - Détermination de la teneur en carbonate - Méthode volumétrique.
- AFNOR, 2011a. NF EN 13039 - Amendements du sol et supports de culture - Détermination de la matière organique et des cendres.
- AFNOR, 2011b. NF EN ISO 23470 - Qualité du sol - Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC) effective et des cations échangeables à l'aide d'une solution de trichlorure de cobaltihexammine.
- AFNOR, 2009. NF ISO 22036 - Qualité du sol - Dosage des éléments traces dans des extraits de sol par spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-AES).
- AFNOR, 2006. NF ISO 11464 - Qualité du sol - Prétraitement des échantillons pour analyses physico-chimiques.
- AFNOR, 2005. NF ISO 10390 - Qualité du sol - Détermination du pH.
- AFNOR, 2003. NF X31-107 - Qualité du sol - Détermination de la distribution granulométrique des particules du sol - Méthode à la pipette.
- AFNOR, 2002a. NF X31-108 - Qualité des sols - Détermination des cations Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>++</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup> extractibles par l'acétate d'ammonium - Méthode par agitation.
- AFNOR, 2002b. NF X31-106 - Qualité des sols - Détermination du calcaire actif.
- AFNOR, 1999a. NF X31-161 - Qualité des sols - Détermination du phosphore soluble dans une solution d'oxalate d'ammonium à 0,1 mol.l<sup>-1</sup> - Méthode Joret-Hébert.
- AFNOR, 1999b. NF X 31-160 - Qualité des sols - Détermination du phosphore soluble dans une solution à 20 g.l<sup>-1</sup> d'acide citrique monohydraté - Méthode Dyer.
- AFNOR, 1999c. NF X 31-122 - Qualité des sols - Extraction et dosage du bore soluble à l'eau bouillante.
- AFNOR, 1997. ISO 14240-2 - Qualité du sol. Détermination de la biomasse microbienne du sol. Partie 2 : méthode par fumigation-extraction. - QUALITE DU SOL - DETERMINATION DE LA BIOMASSE MICROBIENNE DU SOL - PARTIE 2 : METHODE PAR FUMIGATION-EXTRACTION.
- AFNOR, 1996. NF X31-147 - Qualité des sols - Sols, sédiments - Mise en solution totale par attaque acide.
- AFNOR, 1995a. NF ISO 10694 - Qualité du sol - Dosage du carbone organique et du carbone total après combustion sèche (analyse élémentaire).
- AFNOR, 1995b. NF P94-056 - Sols: reconnaissance et essais - Analyse granulométrique - Méthode par tamisage à sec après lavage. Anal. Granulométrique Méthode Par Tamisage À Sec Après Lavage Norm. Fr.
- AFNOR, 1995c. NF ISO 11263 - Qualité du sol - Dosage du phosphore - Dosage spectrométrique du phosphore soluble dans une solution d'hydrogénocarbonate de sodium.
- AFNOR, 1994. NF ISO 11465 - Qualité du sol - Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau - Méthode gravimétrique.
- AFNOR, 1993a. P94-058 - Sols : reconnaissance et essais - Détermination de l'état de décomposition (humidification) des sols organiques - Essai Von Post.
- AFNOR, 1993b. NF X 31-121 - Qualité des sols – Méthodes chimiques – Détermination du cuivre, du manganèse, du zinc et du fer – Extraction en présence de DTPA.

- Agboola, A.A., Corey, R., 1973. The relationship between soil pH, organic matter, available phosphorus, exchangeable potassium, calcium, magnesium, and nine elements in the maize tissue. *Soil Sci.* 115, 367–375.
- Agence de développement et d'urbanisme de l'aire urbaine nanceinne, 2007. Plan Local d'Urbanisme - Vandoeuvre-lès-Nancy - Rapport de présentation.
- Alessi, D.S., Walsh, D.M., Fein, J.B., 2011. Uncertainties in determining microbial biomass C using the chloroform fumigation-extraction method. *Chem. Geol.* 280, 58–64.
- Anderson, T.-H., Domsch, K.H., 1993. The metabolic quotient for CO<sub>2</sub> (qCO<sub>2</sub>) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 25, 393–395. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90140-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7)
- Angers, D.A., Arrouays, D., Saby, N.P.A., Walter, C., 2011. Estimating and mapping the carbon saturation deficit of French agricultural topsoils: Carbon saturation of French soils. *Soil Use Manag.* 27, 448–452. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00366.x>
- Arrouays, D., Aubert, G., Aubrun, A., Arousseau, P., Beaudou, A.G., Bornand, M., Boulaïne, J., Bresson, L.M., Brethes, A., Chrétien, J., Favrot, J.C., Jabiol, B., Jamagne, M., Kaloga, B., Laplace-Dolonde, A., Loyer, J.-Y., Lupascu, G., Marius, C., Ninov, N., Podwojewski, P., Pouget, M., Quantin, P., Righi, D., Rossignol, J.P., Ruellan, A., Van Vliet, B., Vizier, J.-F., 1995. *Référentiel pédologique 1995, Techniques et Pratiques*. INRA, Paris.
- Arrouays, D., Deslais, W., Badeau, V., 2001. The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use Manag.* 17, 7–11. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2001.tb00002.x>
- Arrouays, D., Jolivet, C., Boulonne, L., Bodineau, G., Saby, N., Grolleau, E., 2002. A new projection in France: a multi-institutional soil quality monitoring network. *Comptes Rendus Académie Agric. Fr. Fr.*
- Aurore Micand, 2011. *Référentiel de gestion écologique des espaces verts*. Plante&Cité.
- Azlan, A., Weng, A., Ibrahim, C.O., Noorhaidah, A., 2013. Correlation between Soil Organic Matter, Total Organic Matter and Water Content with Climate and Depths of Soil at Different Land use in Kelantan, Malaysia.
- Bae, J., Ryu, Y., 2015. Land use and land cover changes explain spatial and temporal variations of the soil organic carbon stocks in a constructed urban park. *Landsc. Urban Plan.* 136, 57–67. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.015>
- Baize, D., sol, A. française pour l'étude du, Girard, M.-C., 2009. *Référentiel pédologique 2008*. Editions Quae.
- Baldock, J., 2002. Interactions of organic materials and microorganisms with minerals in the stabilization of soil structure. John Wiley & Sons, Ltd: Chichester, West Sussex, UK.
- Baldock, J.A., Skjemstad, J.O., 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Org. Geochem.* 31, 697–710. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00049-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00049-8)
- Balesdent, J., 1996. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 485–493.
- Balesdent, J., Basile-Doelsch, I., Chadoeuf, J., Cornu, S., Derrien, D., Fekiacova, Z., Hatté, C., 2018. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature* 559, 599.
- Balesdent, J., Besnard, E., Arrouays, D., Chenu, C., 1998. The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant Soil* 201, 49–57.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Tillage Res.* 53, 215–230. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5)
- Baquero, O., 2017. ggsn: North Symbols and Scale Bars for Maps Created with 'ggplot2' or 'ggmap.'
- Barles, S., 1993. *La pédosphère urbaine: le sol de Paris XVIIIe-XXe siècles*.
- Barthès, B., Brunet, D., Ferrer, H., Chotte, J.-L., Feller, C., 2006. Determination of total carbon and nitrogen content in a range of tropical soils using near infrared spectroscopy : influence of

- replication and sample grinding and drying. *J. Infrared Spectrosc.* 14, 341–348. <https://doi.org/10.1255/jnirs.686>
- Batjes, N. h., 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.* 47, 151–163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x>
- Beaudette, D., Roudier, P., O’Geen, A., 2013. Algorithms for quantitative pedology: a toolkit for soil scientists. *Comput. Geosci.* 52, 258–268.
- Béchet, B., Carré, F., Florentin, L., Leyval, C., Montanarella, L., Morel, J., Raimbault, G., Rodriguez, F., Rossignol, J., Schwartz, C., 2009. Caractéristiques et fonctionnement des sols urbains. *Cheverry Gascuel Éd Sous Pavés Terre Omniscience Montreuil* 45–74.
- Béchet, B., Le Bissonnais, Y., Ruas, A., Aguilera, A., André, M., Andrieu, H., Ay, S., Baumont, C., Barbe, E., Vidal Beudet, L., BELTON-CHEVALLIER, L., Berthier, E., Billet, P., Bonin, O., Cavailles, J., Chancibault, K., Cohen, M., Coisson, T., Colas, R., CORNU, S., Cortet, J.J., Dablang, L., Darly, S., Delolme, C., Fack, G., Fromin, N., GADAL, S., Gauvreau, B., Geniaux, G., Gilli, F., Guelton, S., Guérois, M., Hedde, M., Houet, T., Humbertclaude, S., Jolivet, L., Keller, C., LeBerre, I., Madec, P., Mallet, C., Marty, P., Mering, C., Musy, M., Oueslati, W., Paty, S., Polèse, M., Pumain, D., Puissant, A., Riou, S., Rodriguez, F., Ruban, V., Salanié, J., Schwartz, C.C., Sotura, A., Thébert, M., Thévenin, T., Thisse, J., Vergnes, A., Christiane, W., Wery, C., Desrousseaux, M., 2017. Sols artificialisés et processus d’artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d’action (Research Report). INRA.
- Becker, F., Choudhury, B.J., 1988. Relative sensitivity of normalized difference vegetation Index (NDVI) and microwave polarization difference Index (MPDI) for vegetation and desertification monitoring. *Remote Sens. Environ.* 24, 297–311. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90031-4](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90031-4)
- Begon, M., Townsend, C.R., Harper, J.L., 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems.*
- Ben-Dor, E., Banin, A., 1990. Near-Infrared Reflectance Analysis of Carbonate Concentration in Soils. *Appl. Spectrosc.* 44, 1064–1069.
- Bernoux, M., 2011. Programme GESSOL – Vers une gestion durable des sols – Recherches en appui aux politiques publiques Le stockage de carbone dans les sols : Quels processus ? Comment le mesurer ?
- Bernoux, M., Cerri, C., Arrouays, D., Jolivet, C., Volkoff, B., 1998. Bulk Densities of Brazilian Amazon Soils Related to Other Soil Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 743–749. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200030029x>
- Bernoux, M., Feller, C., Cerri, C.C., Eschenbrenner, V., Cerri, C.E.P., 2006. Soil carbon sequestration. *Adv. Soil Sci.* 13–22.
- Bertrand, D., Dufour, É., 2000. *La spectroscopie infrarouge et ses applications analytiques.* Tec & Doc.
- Bivand, R., Keitt, T., Rowlingson, B., 2014. *rgdal: Bindings for the geospatial data abstraction library.* R Package Version 08-16.
- Bivand, R., Lewin-Koh, N., Pebesma, E., Archer, E., Baddeley, A., Bearman, N., Bibiko, H., Brey, S., Callahan, J., Carrillo, G., 2017. Package ‘mapproj’: tools for reading and handling spatial objects. R package version 0.9-2.
- Bjorsvik, H., Martens, H., 2001. Data analysis: calibration of NIR instruments by PLS regression. *Pract. Spectrosc. Ser.* 27, 185–208.
- Blanchart, A., Consalès, J.N., Séré, G., Schwartz, C., 2018. Consideration of soil in urban planning documents—a French case study. *J. Soils Sediments* 1–10.
- Boerner, R.E., Scherzer, A.J., Brinkman, J.A., 1998. Spatial patterns of inorganic N, P availability, and organic C in relation to soil disturbance: a chronosequence analysis. *Appl. Soil Ecol.* 7, 159–177.
- Bouchez, T., Blieux, A.L., Dequiedt, S., Domaizon, I., Dufresne, A., Ferreira, S., Godon, J.-J., Hellal, J., Joulain, C., Quaiser, A., Martin, F., Mauffret, A., Monier, J.M., Peyret, P., Schmitt-Koplin, P., Sibourg, O., d’Oiron Verame, E., Bispo, A., Deportes, I., Grand, C., Cuny, P., Maron, P.-A., Ranjard, L., 2016. *La microbiologie moléculaire au service du diagnostic environnemental. Synthèse de Recherche. Contrat n°1406C0050. Projet de recherche coordonné par :*

## Références

---

- "Observatoire des sols vivants". ADEME Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie.
- Burke, I.C., Yonker, C.M., Parton, W.J., Cole, C.V., Schimel, D.S., Flach, K., 1989. Texture, Climate, and Cultivation Effects on Soil Organic Matter Content in U.S. Grassland Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 800. <https://doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300030029x>
- Calvet, R., Chenu, C., Houot, S., 2015. Les matières organiques des sols. Éditions France Agricole.
- Cambou, A., Cardinael, R., Kouakoua, E., Villeneuve, M., Durand, C., Barthès, B.G., 2016. Prediction of soil organic carbon stock using visible and near infrared reflectance spectroscopy (VNIRS) in the field. *Geoderma* 261, 151–159.
- Cardinael, R., 2015. Stockage de carbone et dynamique des matières organiques des sols en agroforesterie sous climat méditerranéen et tempéré (phdthesis). Université Paris-Saclay.
- Cardinael, R., Chevallier, T., Barthès, B.G., Saby, N.P.A., Parent, T., Dupraz, C., Bernoux, M., Chenu, C., 2015. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon — A case study in a Mediterranean context. *Geoderma* 259–260, 288–299. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.06.015>
- Carvalho, N., Forkel, M., Khomik, M., Bellarby, J., Jung, M., Migliavacca, M., Mu, M., Saatchi, S., Santoro, M., Thurner, M., 2014. Global covariation of carbon turnover times with climate in terrestrial ecosystems. *Nature* 514, 213.
- Chang, C.-W., Laird, D.A., Mausbach, M.J., Hurburgh, C.R., 2001. Near-Infrared Reflectance Spectroscopy—Principal Components Regression Analyses of Soil Properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 480. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.652480x>
- Change, I.P.O.C., 2007. Climate change 2007: The physical science basis. *Agenda* 6, 333.
- Chen, S., Richer-de-Forges, A.C., Saby, N.P., Martin, M.P., Walter, C., Arrouays, D., 2018. Building a pedotransfer function for soil bulk density on regional dataset and testing its validity over a larger area. *Geoderma* 312, 52–63.
- Chenu, C., Klumpp, K., Bispo, A., Angers, D., Colenne, C., Metay, A., 2014. Stocker du carbone dans les sols agricoles: évaluation de leviers d'action pour la France. *Innov. Agron.* 37, 23–37.
- Chenu, C., Plante, A.F., 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex.' *Eur. J. Soil Sci.* 57, 596–607. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00834.x>
- Chenu, C., Stotzky, G., 2002. Interactions between microorganisms and soil particles. An overview. In: *Interactions Between Soil Particles and Microorganisms*, Wiley-VCH-Verlag, Weinheim. ed. P. M. Huang, J.-M. Bollag & N. Senesi.
- Chevry, C., Gascuel, C., 2009. *Sous les pavés, la terre*. Montreuil Fr. Omniscience.
- Churkina, G., 2012. Carbon cycle of urban ecosystems, in: *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer, pp. 315–330.
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, J., Heimann, M., 2014. Carbon and other biogeochemical cycles, in: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, pp. 465–570.
- Clanché, F., Rascol, O., 2011. Le découpage en unités urbaines de 2010: l'espace urbain augmente de 19% en une décennie.
- Cole, J.R., Wang, Q., Cardenas, E., Fish, J., Chai, B., Farris, R.J., Kulam-Syed-Mohideen, A.S., McGarrell, D.M., Marsh, T., Garrity, G.M., Tiedje, J.M., 2009. The Ribosomal Database Project: improved alignments and new tools for rRNA analysis. *Nucleic Acids Res.* 37, D141-145. <https://doi.org/10.1093/nar/gkn879>
- Coleman, K., Jenkinson, D., 2008. A model for the turnover of carbon in soil. Model description and windows users guide. Rothamsted Res. Harpenden UK.
- Coleman, K., Jenkinson, D., 1996. RothC-26.3-A Model for the turnover of carbon in soil, in: *Evaluation of Soil Organic Matter Models*. Springer, pp. 237–246.
- Colman, B.P., Schimel, J.P., 2013. Drivers of microbial respiration and net N mineralization at the continental scale. *Soil Biol. Biochem.* 60, 65–76.

- Craul, P.J., 1992. *Urban Soil in Landscape Design*. John Wiley & Sons.
- de Mendiburu, F., de Mendiburu, M.F., 2017. Package 'agricolae.' R Package Version 1–2.
- de Munck, C.S., Pigeon, G., Masson, V., Marchadier, C., Meunier, F., Tréméac, B., Merchat, M., 2010. The influence of air-conditioning on street temperatures in the city of Paris. *AGU Fall Meet. Abstr.* 21.
- Dellery, B., Zanfony, A., 1971. Principales données géologiques hydrogéologiques et géotechniques sur le bassin de Marseille.
- Deng, Y., Wu, C., Li, M., Chen, R., 2015. RNSDI: A ratio normalized difference soil index for remote sensing of urban/suburban environments. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* 39, 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.02.010>
- Dequiedt, S., Saby, N.P.A., Lelievre, M., Jolivet, C., Thioulouse, J., Toutain, B., Arrouays, D., Bispo, A., Lemanceau, P., Ranjard, L., 2011. Biogeographical patterns of soil molecular microbial biomass as influenced by soil characteristics and management: Biogeography of soil microbial biomass. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 20, 641–652. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00628.x>
- Derrien, D., Dignac, M.F., Basile-Doelsch, I., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., others, 2016. Stocker du C dans les sols : Quels mécanismes, quelles pratiques agricoles, quels indicateurs ? *Étude Gest. Sols* 23, 193–223.
- Dignac, M.-F., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P.-A., Nunan, N., Roumet, C., Basile-Doelsch, I., 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 37. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0421-2>
- Dinno, A., 2015. dunn. test: Dunn's test of multiple comparisons using rank sums. R Package Version 1.
- Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol. Econ.* 69, 1858–1868.
- Edmondson, J.L., Davies, Z.G., McCormack, S.A., Gaston, K.J., Leake, J.R., 2014a. Land-cover effects on soil organic carbon stocks in a European city. *Sci. Total Environ.* 472, 444–453. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.025>
- Edmondson, J.L., Davies, Z.G., McHugh, N., Gaston, K.J., Leake, J.R., 2012. Organic carbon hidden in urban ecosystems. *Sci. Rep.* 2. <https://doi.org/10.1038/srep00963>
- Edmondson, J.L., O'Sullivan, O.S., Inger, R., Potter, J., McHugh, N., Gaston, K.J., Leake, J.R., 2014b. Urban Tree Effects on Soil Organic Carbon. *PLoS ONE* 9, e101872. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101872>
- Ellert, B.H., Bettany, J.R., 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Can. J. Soil Sci.* 75, 529–538. <https://doi.org/10.4141/cjss95-075>
- Elzhov, T.V., Mullen, K.M., Spiess, A.-N., Bolker, B., 2013. minpack. lm: R interface to the Levenberg-Marquardt nonlinear least-squares algorithm found in MINPACK, plus support for bounds. R package version 1.1-8.
- Eswaran, H., Van Den Berg, E., Reich, P., 1993. Organic Carbon in Soils of the World. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 192. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700010034x>
- Falk, J.H., 1980. The primary productivity of lawns in a temperate environment. *J. Appl. Ecol.* 689–695.
- FAO, 2015. Soil is a non-renewable resource.
- Fierer, N., Bradford, M.A., Jackson, R.B., 2007. Toward an ecological classification of soil bacteria. *Ecology* 88, 1354–1364.
- Finzi, A.C., Van Breemen, N., Canham, C.D., 1998. Canopy Tree–Soil Interactions Within Temperate Forests: Species Effects on Soil Carbon and Nitrogen. *Ecol. Appl.* 8, 440–446. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0440:CTSIWT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0440:CTSIWT]2.0.CO;2)
- Foti, L., Dubs, F., Gignoux, J., Lata, J.-C., Lerch, T.Z., Mathieu, J., Nold, F., Nunan, N., Raynaud, X., Abbadie, L., 2017. Trace element concentrations along a gradient of urban pressure in forest and lawn soils of the Paris region (France). *Sci. Total Environ.* 598, 938–948.

- Franzluebbers, A., 1999. Potential C and N mineralization and microbial biomass from intact and increasingly disturbed soils of varying texture. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1083–1090. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00022-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00022-X)
- Franzluebbers, A.J., Haney, R.L., Hons, F.M., 1999. Relationships of chloroform fumigation–incubation to soil organic matter pools. *Soil Biol. Biochem.* 31, 395–405. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00142-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00142-4)
- Friedman, J., Hastie, T., Tibshirani, R., 2010. Regularization paths for generalized linear models via coordinate descent. *J. Stat. Softw.* 33, 1.
- Friedman, J.H., 2002. Stochastic gradient boosting. *Comput. Stat. Data Anal., Nonlinear Methods and Data Mining* 38, 367–378. [https://doi.org/10.1016/S0167-9473\(01\)00065-2](https://doi.org/10.1016/S0167-9473(01)00065-2)
- Friedman, J.H., 2001. Greedy function approximation: a gradient boosting machine. *Ann. Stat.* 1189–1232.
- Friedman, J.H., Meulman, J.J., 2003. Multiple additive regression trees with application in epidemiology. *Stat. Med.* 22, 1365–1381. <https://doi.org/10.1002/sim.1501>
- Getter, K.L., Rowe, D.B., Robertson, G.P., Cregg, B.M., Andresen, J.A., 2009. Carbon sequestration potential of extensive green roofs. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7564–7570.
- Gras, J.-P., Barthès, B.G., Mahaut, B., Trupin, S., 2014. Best practices for obtaining and processing field visible and near infrared (VNIR) spectra of topsoils. *Geoderma* 214–215, 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.09.021>
- Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat, Pachauri, R.K., Meyer, L.A., 2015. Changements climatiques 2014: rapport de synthèse : contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d’évaluation du Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat. GIEC, Genève (Suisse).
- Halska, J., Palabaud, A., Moretty-Verdet, P., Dequiedt, S., Chemidlin Prévost-Bouré, N., Horrigue, W., Ranjard, L., 2015. Vers un conseil en microbiologie des sols.
- Hansen, S., Jensen, H., Nielsen, N., Svendsen, H., 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertil. Res.* 27, 245–259.
- Hao, C., Smith, J., Zhang, J., Meng, W., Li, H., 2013. Simulation of soil carbon changes due to land use change in urban areas in China. *Front. Environ. Sci. Eng.* 7, 255–266.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant Soil* 191, 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>
- Heaton, L., Fullen, M.A., Bhattacharyya, R., 2016. Critical Analysis of the van Bemmelen Conversion Factor used to Convert Soil Organic Matter Data to Soil Organic Carbon Data: Comparative Analyses in a UK Loamy Sand Soil 6, 10.
- Heiberger, R.M., 2009. HH: Statistical analysis and data display: Heiberger and Holland. R Package Version 2–1.
- Henin, S., Dupuis, M., 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol: par S. Henin et M. Dupuis... Dunod (impr. de Chaix), Paris.
- Henriksen, T.M., Breland, T.A., 1999. Evaluation of criteria for describing crop residue degradability in a model of carbon and nitrogen turnover in soil. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1135–1149.
- Herschel, W., 1800. Experiments on the Refrangibility of the Invisible Rays of the Sun. By William Herschel, LL. D. F. R. S. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.* 90, 284–292.
- Hevia, G.G., Buschiazzo, D.E., Hepper, E.N., Urioste, A.M., Antón, E.L., 2003. Organic matter in size fractions of soils of the semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. *Geoderma* 116, 265–277. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00104-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00104-6)
- Hijmans, R.J., van Etten, J., 2014. raster: Geographic data analysis and modeling. R Package Version 2.
- Houghton, R.A., 2007. Balancing the Global Carbon Budget. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 35, 313–347. <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.35.031306.140057>
- Houghton, R.A., 2003. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management 1850–2000. *Tellus B* 55, 378–390. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.2003.01450.x>

## Références

---

- Hu, Y., Dou, X., Li, J., Li, F., 2018. Impervious Surfaces Alter Soil Bacterial Communities in Urban Areas: A Case Study in Beijing, China. *Front. Microbiol.* 9, 226. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00226>
- Huot, H., Joyner, J., Córdoba, A., Shaw, R.K., Wilson, M.A., Walker, R., Muth, T.R., Cheng, Z., 2017. Characterizing urban soils in New York City: profile properties and bacterial communities. *J. Soils Sediments* 17, 393–407.
- Huyler, A., Chappelka, A.H., Prior, S.A., Somers, G.L., 2014. Influence of aboveground tree biomass, home age, and yard maintenance on soil carbon levels in residential yards. *Urban Ecosyst.* 17, 787–805. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0350-7>
- Huyler, A.G., 2014. The influence of aboveground tree biomass, home age, yard maintenance, and soil texture on soil carbon levels in residential yards. USDA Forest Service.
- ISO, 1998. NF ISO 14235 - Qualité du sol - Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique. ISO 14240-2:1997, 1997. Qualité du sol - Détermination de la biomasse microbienne du sol Partie 2 : Méthode par fumigation-extraction.
- IUSS Working Group, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resour. Rep. No 106* 192.
- Jacobson, M., Charlson, R.J., Rodhe, H., Orians, G.H., 2000. *Earth System Science: From Biogeochemical Cycles to Global Changes*. Academic Press.
- Jenkinson, D.S., Rayner, J.H., 1977. THE TURNOVER OF SOIL ORGANIC MATTER IN SOME OF THE ROTHAMSTED CLASSICAL EXPERIMENTS: *Soil Sci.* 171, S130–S137. <https://doi.org/10.1097/00010694-200606001-00018>
- Jensen, D.R., Ramirez, D.E., 2017. Use of Hotelling's  $T^2$ : Outlier Diagnostics in Mixtures. *Int. J. Stat. Probab.* 6, 24. <https://doi.org/10.5539/ijsp.v6n6p24>
- Jim, C., 1998a. Soil characteristics and management in an urban park in Hong Kong. *Environ. Manage.* 22, 683–695.
- Jim, C., 1998b. Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. *Landsc. Urban Plan.* 40, 235–249.
- 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. *Sci. Total Environ.* 545–546, 40–47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.035>
- Joly, D., Brossard, T., Cardot, H., Cavailhes, J., Hilal, M., Wavresky, P., 2010. Les types de climats en France, une construction spatiale. *Cybergeo Eur. J. Geogr.* <https://doi.org/10.4000/cybergeo.23155>
- Kallenbach, C.M., Frey, S.D., Grandy, A.S., 2016. Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. *Nat. Commun.* 7, 13630. <https://doi.org/10.1038/ncomms13630>
- Kassambara, A., Mundt, F., 2016. Factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses. R Package Version 1.
- Kaur, R., Kumar, S., Gurung, H.P., 2002. A pedo-transfer function (PTF) for estimating soil bulk density from basic soil data and its comparison with existing PTFs. *Soil Res.* 40, 847–858. <https://doi.org/10.1071/sr01023>
- Kjeldahl, J., 1883. A New Method for the Determination of Nitrogen in Organic Matter. *Z. Für Anal. Chem.* 366–382. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01338151>
- Kuang, B., Mouazen, A.M., 2012. Influence of the number of samples on prediction error of visible and near infrared spectroscopy of selected soil properties at the farm scale. *Eur. J. Soil Sci.* 63, 421–429.
- Kuhn, M., 2008. caret package. *J. Stat. Softw.* 28, 1–26.
- Lal, R., 2014. Soil conservation and ecosystem services. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2, 36–47. [https://doi.org/10.1016/S2095-6339\(15\)30021-6](https://doi.org/10.1016/S2095-6339(15)30021-6)

- Lal, R., Augustin, B., 2011. Carbon Sequestration in Urban Ecosystems. Springer Science & Business Media.
- Lark, R., Papritz, A., 2003. Fitting a linear model of coregionalization for soil properties using simulated annealing. *Geoderma* 115, 245–260. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00065-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00065-X)
- Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R.M., Peters, G.P., Ciais, P., Friedlingstein, P., Jones, S.D., Sitch, S., Tans, P., Arneeth, A., Boden, T.A., Bopp, L., Bozec, Y., Canadell, J.G., Chini, L.P., Chevallier, F., Cosca, C.E., Harris, I., Hoppema, M., Houghton, R.A., House, J.I., Jain, A.K., Johannessen, T., Kato, E., Keeling, R.F., Kitidis, V., Klein Goldewijk, K., Koven, C., Landa, C.S., Landschützer, P., Lenton, A., Lima, I.D., Marland, G., Mathis, J.T., Metzl, N., Nojiri, Y., Olsen, A., Ono, T., Peng, S., Peters, W., Pfeil, B., Poulter, B., Raupach, M.R., Regnier, P., Rödenbeck, C., Saito, S., Salisbury, J.E., Schuster, U., Schwinger, J., Séférian, R., Segschneider, J., Steinhoff, T., Stocker, B.D., Sutton, A.J., Takahashi, T., Tilbrook, B., van der Werf, G.R., Viovy, N., Wang, Y.-P., Wanninkhof, R., Wiltshire, A., Zeng, N., 2015. Global carbon budget 2014. *Earth Syst. Sci. Data* 7, 47–85. <https://doi.org/10.5194/essd-7-47-2015>
- Lê, S., Josse, J., Husson, F., 2008. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *J. Stat. Softw.* 25, 1–18.
- Lehmann, J., Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature* 528, 60–68.
- Linn, D.M., Doran, J.W., 1984. Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils<sup>1</sup>. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 1267. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x>
- Liu, Y., Wang, C., Yue, W., Hu, Y., 2013. Storage and density of soil organic carbon in urban topsoil of hilly cities: A case study of Chongqing Municipality of China. *Chin. Geogr. Sci.* 23, 26–34.
- Liu, Z., He, C., Zhou, Y., Wu, J., 2014. How much of the world's land has been urbanized, really? A hierarchical framework for avoiding confusion. *Landsc. Ecol.* 29, 763–771.
- Lorenz, K., Lal, R., 2015. Managing soil carbon stocks to enhance the resilience of urban ecosystems. *Carbon Manag.* 6, 35–50. <https://doi.org/10.1080/17583004.2015.1071182>
- Lorenz, K., Lal, R., 2014. Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 443–454. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0212-y>
- Lorenz, K., Lal, R., 2009. Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environ. Int.* 35, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.05.006>
- Lützow, M. v., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review. *Eur. J. Soil Sci.* 57, 426–445.
- Macías, F., Camps Arbestain, M., 2010. Soil carbon sequestration in a changing global environment. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* 15, 511–529. <https://doi.org/10.1007/s11027-010-9231-4>
- Majidzadeh, H., 2017. Impacts of urbanization on carbon balance and human health risk: I. & II. Soil carbon dynamics under impervious surfaces and III. Water quality influences on a common West Nile virus vector.
- Manyowa N., James R., Kathrine D., Meghan N. Pawlowski, Susan E., 2014. The Role of Simulation Models in Monitoring Soil Organic Carbon Storage and Greenhouse Gas Mitigation Potential in Bioenergy Cropping Systems, in: Esteves, V. (Ed.), CO<sub>2</sub> Sequestration and Valorization. InTech.
- Maresca, B., Mordret, X., Ughetto, A.L., Blancher, P., 2011. Évaluation des services rendus par les écosystèmes en France. Les enseignements d'une application du Millennium Ecosystem Assessment au territoire français. *Dév. Durable Territ. Économie Géographie Polit. Droit Social.* <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9053>
- Maron, P.-A., Mougél, C., Ranjard, L., 2011. Soil microbial diversity: Methodological strategy, spatial overview and functional interest. *C. R. Biol.* 334, 403–411. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2010.12.003>
- Marstorp, H., Guan, X., Gong, P., 2000. Relationship between dsDNA, chloroform labile C and ergosterol in soils of different organic matter contents and pH. *Soil Biol. Biochem.* 32, 879–882.

## Références

---

- Martin, M.P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L., Arrouays, D., 2010. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences Discuss.* 7, 8409–8443. <https://doi.org/10.5194/bgd-7-8409-2010>
- Matérn, B., 1960. Meddelanden fran statens. Skogsforskningsinstitut 49 5, 1–144.
- McCauley, A., Jones, C., Olson-Rutz, K., 2017. Soil pH and Organic Matter. *Nutr. Manag.* 16.
- Métropole du Grand Paris, 2017. Plan Climat Air Energie Métropolitain (PCAEM).
- Millennium Ecosystem Assessment (Ed.), 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Millward, A.A., Paudel, K., Briggs, S.E., 2011. Naturalization as a strategy for improving soil physical characteristics in a forested urban park. *Urban Ecosyst.* 14, 261–278. <https://doi.org/10.1007/s11252-010-0153-4>
- 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., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.-C., Vågen, T.-G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma* 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Molina, J.A.E., Clapp, C.E., Shaffer, M.J., Chichester, F.W., Larson, W.E., 1983. NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil: description, calibration, and behavior. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 85–91.
- Moni, C., Derrien, D., Hatton, P.-J., Zeller, B., Kleber, M., 2012. Density fractions versus size separates: does physical fractionation isolate functional soil compartments? *Biogeosciences* 9, 5181–5197.
- Mooshammer, M., Wanek, W., Zechmeister-Boltenstern, S., Richter, A.A., 2014. Stoichiometric imbalances between terrestrial decomposer communities and their resources: mechanisms and implications of microbial adaptations to their resources. *Front. Microbiol.* 5. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00022>
- Morel, J.L., Charzyński, P., Shaw, R.K., Zhang, G., 2015a. The seventh SUITMA conference held in Toruń, Poland, September 2013. *J. Soils Sediments* 15, 1657–1658.
- Morel, J.L., Charzyński, P., Shaw, R.K., Zhang, G., 2015b. The seventh SUITMA conference held in Toruń, Poland, September 2013. *J. Soils Sediments* 15, 1657–1658.
- Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., 2015c. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *J. Soils Sediments* 15, 1659–1666.
- Morgan, C.L., Waiser, T.H., Brown, D.J., Hallmark, C.T., 2009. Simulated in situ characterization of soil organic and inorganic carbon with visible near-infrared diffuse reflectance spectroscopy. *Geoderma* 151, 249–256.
- Newbound, M., McCarthy, M.A., Lebel, T., 2010. Fungi and the urban environment: A review. *Landsc. Urban Plan.* 96, 138–145.
- Nicolardot, B., Recous, S., Mary, B., 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: a simple dynamic model based on the C: N ratio of the residues. *Plant Soil* 228, 83–103.
- Nocita, M., Kooistra, L., Bachmann, M., Müller, A., Powell, M., Weel, S., 2011. Predictions of soil surface and topsoil organic carbon content through the use of laboratory and field spectroscopy in the Albany Thicket Biome of Eastern Cape Province of South Africa. *Geoderma* 167–168, 295–302. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.018>
- New York City Department of Parks & Recreation (official website); <https://www.nycgovparks.org/> (accessed on 2018.01.01)
- New York City Soil Survey Staff, 2005. New York City reconnaissance soil survey. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service, Staten Island, NY.
- NYC Mayor's office, 2017. Inventory of New York City Greenhouse Gas Emissions. City N. Y. 56.
- Oades, J.M., 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76, 319–337. <https://doi.org/10.1007/BF02205590>

## Références

---

- Odum, E.P., 1997. Ecology : a bridge between science and society. Ecol. Bridge Sci. Soc.
- Oktaba, L., Odrobińska, D., Uzarowicz, Ł., 2018. The impact of different land uses in urban area on humus quality. *J. Soils Sediments* 18, 2823–2832. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1982-7>
- Open Data Paris. Mairie de Paris [en ligne]. <https://opendata.paris.fr/explore/?sort=modified>. Consulté en juillet 2018.
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos, International Energy Agency, 2008. World energy outlook 2008. OECD : IEA, Paris.
- Pansu, M., 2006. Chimie du sol et modélisation du cycle du carbone et de l'azote. Université de Bourgogne, Dijon.
- Parton, W.J., Schimel, D.S., Cole, C.V., Ojima, D.S., 1987. Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands1. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 1173. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>
- Paul, E.A., 2014. Soil microbiology, ecology and biochemistry. Academic press.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P., 2016. Climate-smart soils. *Nature* 532, 49–57.
- Pebesma, E., 2018. sf: Simple Features for R.
- Peltre, C., 2010. Potentialité de stockage de carbone dans les sols par apport de matières organiques exogènes. Ecole Doctorale Agriculture Alimentation Biologie Environnement Santé, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, Paris, France.
- Périé, C., Ouimet, R., 2008. Organic carbon, organic matter and bulk density relationships in boreal forest soils. *Can. J. Soil Sci.* 88, 315–325. <https://doi.org/10.4141/CJSS06008>
- Philippot, L., Andersson, S.G.E., Battin, T.J., Prosser, J.I., Schimel, J.P., Whitman, W.B., Hallin, S., 2010. The ecological coherence of high bacterial taxonomic ranks. *Nat. Rev. Microbiol.* 8, 523.
- Plante & Cité, 2010. Empreinte carbone de la gestion des gazons durant leurs phases d'entretien : premiers résultats et leviers d'action possibles.
- Plassart, P., Terrat, S., Thomson, B., Griffiths, R., Dequiedt, S., Lelievre, M., Regnier, T., Nowak, V., Bailey, M., Lemanceau, P., Bispo, A., Chabbi, A., Maron, P.-A., Mougél, C., Ranjard, L., 2012. Evaluation of the ISO Standard 11063 DNA Extraction Procedure for Assessing Soil Microbial Abundance and Community Structure. *PLOS ONE* 7, e44279. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044279>
- Poeplau, C., 2016. Estimating root: shoot ratio and soil carbon inputs in temperate grasslands with the RothC model. *Plant Soil Int. J. Plant Nutr. Plant Chem. Soil Microbiol. Soil-Borne Plant Dis. Plant Soil* 407, 293–305. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3017-8>
- Poeplau, C., Vos, C., Axel, D., 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil* 3, 61.
- Pohlert, T., 2014. The pairwise multiple comparison of mean ranks package (PMCMR). *R Package* 2004–2006.
- Porter, W., 1980. Soil acidity: is it a problem in Western Australia? *J. Dep. Agric. West. Aust. Ser.* 4 21, 126–133.
- Post, W.M., Emanuel, W.R., Zinke, P.J., Stangenberger, A.G., 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298, 156–159. <https://doi.org/10.1038/298156a0>
- Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D., Golubiewski, N.E., 2009. A comparison of soil organic carbon stocks between residential turf grass and native soil. *Urban Ecosyst.* 12, 45–62. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0059-6>
- Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D., Nowak, D.J., 2006. Carbon Storage by Urban Soils in the United States. *J. Environ. Qual.* 35, 1566. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0215>
- Prevost-Boure, N.C., Christen, R., Dequiedt, S., Mougél, C., Lelievre, M., Jolivet, C., Shahbazkia, H.R., Guillou, L., Arrouays, D., Ranjard, L., 2011. Validation and application of a PCR primer set to quantify fungal communities in the soil environment by real-time quantitative PCR. *PLoS One* 6, e24166.

- Qian, Y., Bandaranayake, W., Parton, W., Mecham, B., Harivandi, M., Mosier, A., 2003. Long-term effects of clipping and nitrogen management in turfgrass on soil organic carbon and nitrogen dynamics. *J. Environ. Qual.* 32, 1694–1700.
- Qian, Y., Follett, R.F., 2002. Assessing soil carbon sequestration in turfgrass systems using long-term soil testing data. *Agron. J.* 94, 930–935.
- Qian, Y., Follett, R.F., Kimble, J.M., 2010. Soil organic carbon input from urban turfgrasses. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 366–371.
- Quast, C., Pruesse, E., Yilmaz, P., Gerken, J., Schweer, T., Yarza, P., Peplies, J., Glöckner, F.O., 2013. The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Res.* 41, D590-596. <https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>
- Quideau, S.A., Chadwick, O.A., Benesi, A., Graham, R.C., Anderson, M.A., 2001. A direct link between forest vegetation type and soil organic matter composition. *Geoderma* 104, 41–60. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00055-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00055-6)
- Quinlan, J.R., 1993. Combining Instance-Based and Model-Based Learning, in: *Machine Learning Proceedings 1993*. Elsevier, pp. 236–243. <https://doi.org/10.1016/B978-1-55860-307-3.50037-X>
- Quinlan, J.R., 1992. Learning with continuous classes 6.
- R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2016.
- Raciti, S.M., Hutrya, L.R., Finzi, A.C., 2012. Depleted soil carbon and nitrogen pools beneath impervious surfaces. *Environ. Pollut.* 164, 248–251. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.046>
- Raich, J.W., Schlesinger, W.H., 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B* 44, 81–99. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00001.x>
- Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil* 269, 341–356.
- Reese, A.T., Savage, A., Youngsteadt, E., McGuire, K.L., Koling, A., Watkins, O., Frank, S.D., Dunn, R.R., 2016. Urban stress is associated with variation in microbial species composition—but not richness—in Manhattan. *ISME J.* 10, 751–760. <https://doi.org/10.1038/ismej.2015.152>
- Rhoades, C.C., Eckert, G.E., Coleman, D.C., 2000. Soil carbon differences among forest, agriculture, and secondary vegetation in lower montane Ecuador. *Ecol. Appl.* 10, 9.
- Ritchie, G., Dolling, P., 1985. The role of organic matter in soil acidification. *Soil Res.* 23, 569–576.
- Robinson, D., 2007. Implications of a large global root biomass for carbon sink estimates and for soil carbon dynamics. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 274, 2753–2759. <https://doi.org/10.1098/rspb.2007.1012>
- Rousk, J., Brookes, P.C., Bååth, E., 2009. Contrasting Soil pH Effects on Fungal and Bacterial Growth Suggest Functional Redundancy in Carbon Mineralization. *Appl. Environ. Microbiol.* 75, 1589–1596. <https://doi.org/10.1128/AEM.02775-08>
- Rumpel, C., Chabbi, A., Marschner, B., 2012. Carbon storage and sequestration in subsoil horizons: Knowledge, gaps and potentials, in: *Recarbonization of the Biosphere*. Springer, pp. 445–464.
- Saby, N., Brus, D.J., Arrouays, D., 2014. Comparison of the several methods to estimate of the sampling variance from a systematic random sampling: application to the French soil monitoring network data. Presented at the GeoEnv, Jeannée, N. & Romary, T., Paris.
- Saby, N.P.A., Marchant, B.P., Lark, R.M., Jolivet, C.C., Arrouays, D., 2011. Robust geostatistical prediction of trace elements across France. *Geoderma* 162, 303–311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.001>
- Savitzky, A., Golay, M.J., 1964. Smoothing and differentiation of data by simplified least squares procedures. *Anal. Chem.* 36, 1627–1639.
- Scharenbroch, B.C., Lloyd, J.E., Johnson-Maynard, J.L., 2005. Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. *Pedobiologia* 49, 283–296. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.12.002>

## Références

---

- Scharlemann, J.P., Tanner, E.V., Hiederer, R., Kapos, V., 2014. Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Manag.* 5, 81–91.
- Schoeneberger, P.J., Wysocky, D.A., Benham, E.C., Soil Survey Staff, 2012. Field book for describing and sampling soils, version 3.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- Schwartz, C., Séré, G., Stas, M., Blanchart, A., Morel, J.-L., Consales, J.-N., 2015. Quelle ressource Sol dans les villes pour quels services et quels aménagements? *Innov. Agron.* 45, 1–11.
- Scott, N.A. (Landcare R.N.L., Cole, C.V., Elliott, E.T., Huffman, S.A., 1996. Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. USA.*
- Selhorst, A., Lal, R., 2012. Effects of climate and soil properties on US home lawn soil organic carbon concentration and pool. *Environ. Manage.* 50, 1177–1192.
- Service de la Statistique et de la Prospective, 2015a. Utilisation du territoire. L'artificialisation des terres de 2006 à 2014 : pour deux tiers sur des espaces agricoles. Agreste Primeur n° 326.
- Service de la Statistique et de la Prospective, 2015b. L'utilisation du territoire en 2014 - Teruti-Lucas. Agreste Chiffres Données Agric. 102.
- Service de la Statistique et de la Prospective, 2010. L'utilisation du territoire entre 2006 et 2009. Agreste Primeur n°246.
- Seto, Karen C., Güneralp, B., Hutyra, L.R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Seto, Karen C., Güneralp, B., Hutyra, L.R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 109, 16083–16088.
- Shibu, M.E., Leffelaar, P.A., Van Keulen, H., Aggarwal, P.K., 2006. Quantitative description of soil organic matter dynamics—A review of approaches with reference to rice-based cropping systems. *Geoderma* 137, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.008>
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241, 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S., McGill, W.B., Arah, J.R.M., Chertov, O.G., Coleman, K., Franko, U., Frolking, S., Jenkinson, D.S., Jensen, L.S., Kelly, R.H., Klein-Gunnewiek, H., Komarov, A.S., Li, C., Molina, J.A.E., Mueller, T., Parton, W.J., Thornley, J.H.M., Whitmore, A.P., 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81, 153–225. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00087-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00087-6)
- Soil Survey Staff, 2014. Kellogg Soil Survey Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 42, Version 5.0. R. Burt and Soil Survey Staff (ed.). U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
- Song, B., Niu, S., Zhang, Z., Yang, H., Li, L., Wan, S., 2012. Light and Heavy Fractions of Soil Organic Matter in Response to Climate Warming and Increased Precipitation in a Temperate Steppe. *PLoS ONE* 7, e33217. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033217>
- Stenberg, B., Viscarra Rossel, R.A., Mouazen, A.M., Wetterlind, J., 2010. Chapter Five - Visible and Near Infrared Spectroscopy in Soil Science, in: Donald L. Sparks (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 163–215.
- Stevens, A., van Wesemael, B., Bartholomeus, H., Rosillon, D., Tychon, B., Ben-Dor, E., 2008a. Laboratory, field and airborne spectroscopy for monitoring organic carbon content in agricultural soils. *Geoderma, Antarctic Soils and Soil Forming Processes in a Changing Environment* 144, 395–404. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.12.009>
- Stevens, A., van Wesemael, B., Bartholomeus, H., Rosillon, D., Tychon, B., Ben-Dor, E., 2008b. Laboratory, field and airborne spectroscopy for monitoring organic carbon content in agricultural soils. *Geoderma, Antarctic Soils and Soil Forming Processes in a Changing Environment* 144, 395–404. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.12.009>
- Stevenson, F.J., 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. John Wiley & Sons.

## Références

---

- Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., de Brogniez, D., Montanarella, L., Hong, S.Y., Rawlins, B.G., Field, D.J., 2015. Global soil organic carbon assessment. *Glob. Food Secur.* 6, 9–16.
- Sun, Y., Ma, J., Li, C., 2010. Content and densities of soil organic carbon in urban soil in different function districts of Kaifeng. *J. Geogr. Sci.* 20, 148–156. <https://doi.org/10.1007/s11442-010-0148-3>
- Sylvia, D.M., Fuhrmann, J.J., Hartel, P.G., Zuberer, D.A., 2005. Principles and applications of soil microbiology. (No. 0130941174).
- Tardy, V., 2014. Lien entre la diversité microbienne, la stabilité des communautés microbiennes et le turnover des matières organiques du sol.
- Tardy, V., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Chabbi, A., Lemanceau, P., Ranjard, L., Maron, P.-A., 2014. Stability of soil microbial structure and activity depends on microbial diversity. *Environ. Microbiol. Rep.* 6, 173–183. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12126>
- Tardy, V., Spor, A., Mathieu, O., Lévêque, J., Terrat, S., Plassart, P., Regnier, T., Bardgett, R.D., Van Der Putten, W.H., Roggero, P.P., 2015. Shifts in microbial diversity through land use intensity as drivers of carbon mineralization in soil. *Soil Biol. Biochem.* 90, 204–213.
- Terrat, S., Dequiedt, S., Christen, R., Bachar, D., Lelievre, M., Regnier, T., Nowak, V., Plassart, P., Wincker, P., Lemanceau, P., 2012. Apport des nouvelles générations de séquençage pour accéder à la diversité et la richesse des communautés microbiennes de sols issus d'échantillonnage de grande ampleur. *Ecole Thématique Expert Génomique Environnementale ETEGE Aussois FRA 2012-04-23-2012-04-27*.
- Terrat, S., Plassart, P., Bourgeois, E., Ferreira, S., Dequiedt, S., Adele-Dit-De-Renseville, N., Lemanceau, P., Bispo, A., Chabbi, A., Maron, P.-A., Ranjard, L., 2015. Meta-barcoded evaluation of the ISO standard 11063 DNA extraction procedure to characterize soil bacterial and fungal community diversity and composition: Meta-barcoded evaluation of the ISO-11063 standard. *Microb. Biotechnol.* 8, 131–142. <https://doi.org/10.1111/1751-7915.12162>
- Tomasella, J., Hodnett, M.G., 1998. Estimating soil water retention characteristics from limited data in Brazilian Amazonia. *Soil Sci.* 163, 190–202.
- Torsvik, V., Øvreås, L., 2002. Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Curr. Opin. Microbiol.* 5, 240–245. [https://doi.org/10.1016/S1369-5274\(02\)00324-7](https://doi.org/10.1016/S1369-5274(02)00324-7)
- Trammell, T.L.E., Schneid, B.P., Carreiro, M.M., 2011. Forest soils adjacent to urban interstates: Soil physical and chemical properties, heavy metals, disturbance legacies, and relationships with woody vegetation. *Urban Ecosyst.* 14, 525–552. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0194-3>
- Ugolini, F., Corti, G., Agnelli, A., Piccardi, F., 1996. Mineralogical, physical, and chemical properties of rock fragments in soil. *Soil Sci.* 161, 521–542.
- USDA-NRCS. National soil survey handbook, title 430-VI. [http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/ref/?cid=nrcs142p2\\_054242](http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/ref/?cid=nrcs142p2_054242) (accessed day month year).
- USDA-NRCS, 2003. Rock fragments volume to weight conversion chart. Exhibit 618-11. National Soil Survey Handbook.
- United Nations Department of Economic and Social Affairs/Population Division, 2008. World Urbanization Prospects The 2007 Revision. United Nations Publications, New-York.
- US Environmental Protection Agency, 2003. Protecting Water Quality from Urban Runoff (No. EPA 841-F-03-003). Washington, DC, USA.
- V. I. Vasenev, J.J.S., 2014. How to map soil organic carbon stocks in highly urbanized regions? *Geoderma* 226–227, 103–115. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.007>
- Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S.-K., 2004. REPORTS OF THE TECHNICAL WORKING GROUPS 195.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703–707. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)

## Références

---

- Vasenev, V., Kuzyakov, Y., 2017. Urban soils as hotspots of anthropogenic carbon accumulation: Review of stocks, mechanisms and factors. Presented at the EGU General Assembly Conference Abstracts, p. 5537.
- Vasenev, V.I., Prokof'eva, T.V., Makarov, O.A., 2013. The development of approaches to assess the soil organic carbon pools in megapolises and small settlements. *Eurasian Soil Sci.* 46, 685–696.
- Vasenev, V.I., Stoorvogel, J.J., Vasenev, I.I., Valentini, R., 2014. How to map soil organic carbon stocks in highly urbanized regions? *Geoderma* 226–227, 103–115. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.03.007>
- Viscarra Rossel, R.A., Cattle, S.R., Ortega, A., Fouad, Y., 2009. In situ measurements of soil colour, mineral composition and clay content by vis-NIR spectroscopy. *Geoderma* 150, 253–266. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.01.025>
- Wagai, R., Mayer, L.M., Kitayama, K., Knicker, H., 2008. Climate and parent material controls on organic matter storage in surface soils: A three-pool, density-separation approach. *Geoderma* 147, 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.07.010>
- Wei, Z.-Q., Wu, S.-H., Yan, X., Zhou, S.-L., 2014a. Density and stability of soil organic carbon beneath impervious surfaces in urban areas. *PLoS One* 9, e109380.
- Wei, Z.-Q., Wu, S.-H., Zhou, S.-L., Li, J.-T., Zhao, Q.-G., 2014b. Soil Organic Carbon Transformation and Related Properties in Urban Soil Under Impervious Surfaces. *Pedosphere* 1, 005.
- Wendt, J.W., Hauser, S., 2013. An equivalent soil mass procedure for monitoring soil organic carbon in multiple soil layers. *Eur. J. Soil Sci.* 64, 58–65. <https://doi.org/10.1111/ejss.12002>
- Wichern, F., Richter, C., Joergensen, R.G., 2003. Soil fertility breakdown in a subtropical South African vertisol site used as a home garden. *Biol. Fertil. Soils* 37, 288–294. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0596-3>
- Wickham, H., 2017. *dplyr: a grammar of data manipulation*; 2015. R Package Version 04 1.
- Wickham, H., 2011. The split-apply-combine strategy for data analysis. *J. Stat. Softw.* 40, 1–29.
- Wickham, H., 2010. *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. *J Stat Softw* 35, 65–88.
- Wold, H., 1965. *Nonlinear Estimation by Iterative Least Square Procedures*. ResearchGate.
- Wu, Q.-B., Wang, X.-K., Ouyang, Z.-Y., 2009. Soil Organic Carbon and Its Fractions Across Vegetation Types: Effects of Soil Mineral Surface Area and Microaggregates. *Pedosphere* 19, 258–264. [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(09\)60116-8](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(09)60116-8)
- Yan, Y., Kuang, W., Zhang, C., Chen, C., 2015. Impacts of impervious surface expansion on soil organic carbon—a spatially explicit study. *Sci. Rep.* 5.
- Young, T., 1804. The Bakerian Lecture: Experiments and Calculations Relative to Physical Optics. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.* 94, 1–16. <https://doi.org/10.1098/rstl.1804.0001>
- Zabowski, D., Whitney, N., Gurung, J., Hatten, J., 2011. Total soil carbon in the coarse fraction and at depth. *For. Sci.* 57, 11–18.
- Zou, H., 2006. The adaptive lasso and its oracle properties. *J. Am. Stat. Assoc.* 101, 1418–1429.

## Annexes

### Annexes du CHAPITRE 1

#### Annexe 1. Principe de la spectroscopie visible et proche infrarouge (VNIRS)

Les rayonnements ultraviolets, visibles et infrarouges (Herschel, 1800) sont des rayons électromagnétiques, au mouvement sinusoïdal (Young, 1804). La matière soumise à un rayonnement est capable d'absorber, transmettre et/ou refléter les ondes. Or une absorption partielle et sélective, qui correspond à un changement d'énergie, est caractéristique des liaisons physiques et physicochimiques entre les atomes. Les molécules, dont les mouvements vibrationnels sont similaires aux mouvements d'extension et compression d'un ressort, sont donc capables d'absorber les ondes dans le visible et infrarouge (Bertrand et Dufour, 2000). Ainsi, le spectre d'absorption d'un échantillon contient de l'information sur sa composition. Une double caractérisation de chaque échantillon d'une population connue – par des données dites de références, obtenues selon les méthodes conventionnelles, et par des données spectrales (absorbance de chaque échantillon) – permet la construction d'un étalonnage des données spectrales sur les données de référence. Cet ajustement statistique des spectres sur la variable de référence (y) est alors exprimé comme combinaison linéaire de l'absorbance des échantillons aux longueurs d'onde étudiées ( $A_{\lambda n}$ ), sous la forme :

$$y = a_0 + a_0 \times A_{\lambda 1} + a_1 \times A_{\lambda 2} + \dots + a_i \times A_{\lambda i} + \dots + a_n \times A_{\lambda n}$$

avec  $a_i$  les coefficients de régression à déterminer.

Le modèle obtenu, par détermination des coefficients de régression, peut ensuite être appliqué sur une nouvelle population afin de prédire la variable de référence pour chaque échantillon à partir de son spectre. Cependant, comme l'information est vaste et difficile à traiter, l'étalonnage est effectué par régression MPLS (*Partial Least Squares*; Wold, 1965). La régression MPLS, à l'instar de la régression sur composantes principales (Principal Component Regression, PCR), consiste en une régression de la variable à prédire (y) sur des variables latentes (obtenues par combinaison linéaire des variables prédictives  $A_{\lambda n}$ ). La MPLS est plus populaire que la PCR en spectroscopie quantitative car elle tient compte des variables à prédire, contrairement à la PCR. Elle condense l'information en maximisant la covariance entre les données à prédire et les variables latentes (là où les composantes principales, variables latentes dans la PCR, sont construites pour maximiser la variance).

Annexes du CHAPITRE 2



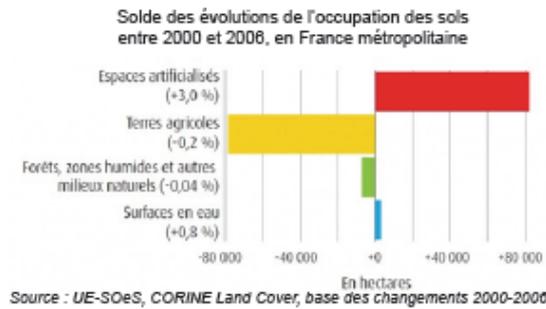
Crédit photo : Christophe Schwartz

SOLS URBAINS ET PROJETS D'AMÉNAGEMENT  
VERS UNE MEILLEURE CONNAISSANCE DE LA QUALITÉ  
DES SOLS URBAINS



Annexe 2. Première de couverture de la plaquette envoyée aux organismes partenaires (1/4).

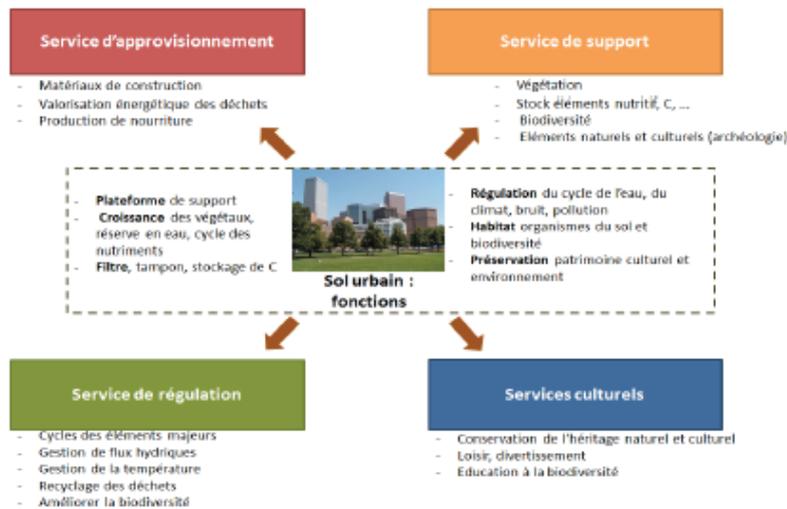
CONTEXTE



L'urbanisation est un phénomène croissant, prenant une place prépondérante dans les changements globaux à l'échelle de la planète. Dans les pays en développement, les taux de croissance urbaine sont particulièrement intenses : aujourd'hui, 54% de la population mondiale vit dans des zones urbaines (ONU, 2014). Selon l'organisation des Nations Unies, ce taux devrait passer à 66 % en 2050 (ONU, 2014). En France, 77,5 % de la population vivait dans les zones urbaines en 2010 (INSEE, 2011). Selon l'INSEE, aujourd'hui, les villes occupent 21,8 % du territoire, soit une augmentation de 19 % en dix ans (INSEE, 2010). Le phénomène d'urbanisation est la principale cause de changement d'affectation des sols à ce jour, aux dépens des terres agricoles principalement.

Cependant, bien que le sol soit progressivement reconnu comme une ressource vitale et menacée par les activités humaines, le fonctionnement des sols urbains est encore trop méconnu et les projets d'aménagement des villes gardent une vision en deux dimensions de cette ressource.

Il est donc nécessaire d'approfondir nos connaissances sur les caractéristiques des sols urbains afin de les préserver, voire de les restaurer et ainsi leur permettre d'assurer leurs fonctions et leurs services utiles au bien-être des Hommes.



Annexe 3. Partie intérieure gauche de la plaquette envoyée aux organismes partenaires (2/4).

### OBJECTIFS PRINCIPAUX

- Améliorer les connaissances en agronomie, en pédologie et en géochimie sur les sols urbains
- Améliorer les connaissances sur la qualité chimique des sols et proches sous-sols urbains, hors pollutions ponctuelles, en transposant des méthodes géostatistiques du domaine minier au milieu urbain
- Répondre aux enjeux de la ville durable de demain en orientant l'usage des sols urbains végétalisés ou potentiellement végétalisés en amont des programmes d'aménagement urbain et de planification territoriale
- Améliorer les connaissances sur la contribution des sols urbains à l'atténuation du changement climatique par la séquestration du carbone

### DONNÉES NÉCESSAIRES POUR LES TERRES ÉCHANTILLONNÉES

Tout ou partie des données suivantes sont nécessaires dans le cadre de notre démarche :

- dates et lieux d'échantillonnages et données descriptives de l'environnement (par exemple : végétation, infrastructures, degré d'imperméabilisation)

- caractéristiques de chaque échantillon

:

- « matériels et méthodes » pour chaque paramètre déterminé : matériel utilisé pour l'échantillonnage, mode de préparation, méthode de détermination, opérateur

- profondeur considérée

- paramètres physico-chimiques, voire biologiques

- description des profils de sol, si disponible

Toute information complémentaire sera la bienvenue.



Crédit photo : Christophe Schwartz

Le succès de ce projet repose sur l'acquisition de données concernant  
les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols urbains français

**VOTRE CONTRIBUTION EST DONC NÉCESSAIRE !**

**Annexe 4. Partie intérieure droite de la plaquette envoyée aux organismes partenaires (3/4).**

TROIS THÈSES

Trois thèses co-financées par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME), s'articulent autour des sols urbains afin d'apporter de nouvelles connaissances et de proposer des solutions amenant à leur meilleure gestion.



**ANNE  
BLANCHART**

Encadrants : Christophe Schwartz,  
Geoffroy Séral, Jean Noël Conzelmann

La thèse menée par Anne Blanchart au sein du **Laboratoire Sols et Environnement (INRA/Université de Lorraine, Vandœuvre-lès-Nancy)** et de l'**Institut d'Urbanisme et d'Aménagement Régional (Aix-Marseille)** est une thèse co-financée par la Région Lorraine. Elle vise à enrichir les connaissances en agronomie des sols urbains végétalisés et potentiellement végétalisés et à évaluer les services écosystémiques rendus par ces sols, en vue de leur prise en compte en amont des projets d'aménagement.

S'insérant dans une logique de confrontation de l'héritage des politiques de planification, dites de « zonage » avec des enjeux du développement durable et des attentes sociales de plus en plus accrues, l'objectif final de la thèse sera de proposer un outil aux acteurs du territoire afin de les aider dans l'orientation de l'usage des sols urbains.



**AURELIE  
CAMBOU**

Encadrants : Laure Vidal-Besudet,  
Patrice Carnevo, Christophe Schwartz

La thèse menée par Aurélie Cambou au sein de l'unité **EPHOR (AgroCampus Ouest, Centre d'Angers)** et du **Laboratoire Sols et Environnement (INRA/Université de Lorraine, Vandœuvre-lès-Nancy)**, est une thèse co-financée par la Région Pays de la Loire. Elle se concentre sur la séquestration du carbone organique dans les sols urbains. De manière plus précise, ce projet a pour objectif de mieux comprendre la contribution des sols urbains à l'atténuation du changement climatique avec l'évaluation de la dynamique du carbone organique et ses conséquences sur le bilan de gaz à effet de serre.

L'un des objectifs de cette thèse est notamment de proposer un modèle conceptuel de la dynamique du carbone organique dans les sols urbains. L'adaptation d'un modèle de simulation préexistant nous permettra également de tester différents scénarios (changement climatique, etc.).



**BAPTISTE  
SAUVAGET**

Encadrants : Chantal de Fouquet,  
Cécile Le Guenn

La thèse menée par Baptiste Sauvaget au sein de la **Direction Régionale des Pays de la Loire du BRGM (Nantes)** et du **Centre de Géosciences de Mines ParisTech (Fontainebleau)**, a pour finalité la constitution de référentiels de qualité géochimique des sols et proches sous-sols urbains, en dehors de pollutions ponctuelles. Ces référentiels pourront être utiles pour l'aménagement urbain, les Informations acquéreur/locataire, des aspects sanitaires et la gestion des sites et sols pollués, et représentent ainsi un enjeu économique majeur.

L'objectif de la thèse est de définir une méthodologie permettant d'élaborer de tels référentiels, par une approche originale s'appuyant sur un maximum de données déjà disponibles sur les caractéristiques des sols et proches sous-sols urbains (descriptions, répartition), et leur qualité chimique.

CONTACTS

Anne Blanchart  
anne.blanchart@univ-lorraine.fr

Aurélien Cambou  
aurelie.cambou@agrocampus-ouest.fr

Baptiste Sauvaget  
b.sauvaget@brgm.fr



Annexe 5. Quatrième de couverture de la plaquette envoyée aux organismes partenaires (4/4).

## Annexes

**Annexe 6. Liste des unités urbaines (villes) contactées dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (Institut d'Urbanisme et d'Aménagement Régional, IUAR, Laboratoire Sols et Environnement, LSE)**

Unité urbaine	Maire	Nom du service Urbanisme/planification - Contact		Nom du service Espaces verts - Contact		Contacts supplémentaires	
<b>Paris</b>	Anne Hidalgo	Urbanisme	Claude Praliaux	Direction des espaces verts et de l'environnement	Carine Bernede	Chef du laboratoire d'agronomie, DEVE / SSTV / DEV	François Nold
<b>Lyon</b>	Gérard Collomb	Aménagement / urbanisme / habitat / logement	Michel Le Faou	Espaces verts	Daniel Boulens	Chargé de mission	Julien SINGER
						Direction centrale de l'immobilier	Luc Bolevy
						Direction des espaces verts	Tatiana Bouvin
						Direction de l'écologie urbaine	Florence Pradier
						Direction de l'écologie urbaine	Ombeline Triau
<b>Marseille-Aix-en-Provence</b>	Jean-Claude Gaudin	Urbanisme / aménagement / habitat	Domnin Rauscher	Ville durable et Expansion	Christophe Sogliuzzo	Directeur SEV	Serge Tomao
		Responsable du service des autorisations d'urbanisme	Michel Saurel	Environnement et Espace urbain	Gilles Galice	Directeur adjoint SEV	Dominique Sarrailh
<b>Lille</b>	Martine Aubry	Urbanisme et aménagement	Philippe Delahaye	Développement durable / gestion espace public et cadre de vie	Philippe Delahaye	Espaces naturels métropolitains	Christophe Joveneaux
						Ingénieur Métropole Européenne de Lille	Prud'homme Nicolas
<b>Nice</b>	Christian Estrosi	Aménagement urbanisme	Laurence Jacquier	Environnement, eau	Marie-José Petichou-Debacq		
<b>Toulouse</b>	Jean-Luc Moudenc	Urbanisme / aménagement	Nathalie Boy	Espaces verts	Martine Tignol	Direction de l'environnement	Sabine Chardavoine
<b>Bordeaux</b>	Alain Jupé	Aménagement	Michèle Larué-Charlus	Services techniques	Pierre Milovanovitch	Chef de centre trame verte sociale, Service Expertise, Biodiversité et Génie écologique	DESURMONT Anne
		Urbanisme	Michèle Larué-Charlus	Parcs, des jardins et des rives	Gaëtan Wicart		PESME Eric Dumora Bruno KENGNE DEFFO Céline
<b>Nantes</b>	Johanna Rolland	Développement urbain	Franck Mousset	Espaces verts et de l'environnement	Jacques Soignon	Bureau d'études et paysages Service des Espaces Verts et de l'Environnement	Françoise Barret
<b>Toulon</b>	Hubert Falco	Urbanisme	Philippe Sans	Espaces verts	Michel Bonus		
<b>Douai</b>	Frédéric Chéreau	Affaires immobilières et urbanisme	Eric Siminski	Espace vert	Martial Loué	Association Nord Nature Chico Mendes	
<b>Lens</b>	Sylvain Robert	Urbanisme réglementaire et aménagement	Frédéric Delacroix	Environnement et cadre de vie	?	Services à la population et territoires durables, Communauté Lens-Liévin	M. Bouchez
<b>Grenoble</b>	Eric Piolle	Service urbanisme réglementaire	David Basire	Service espaces verts	Jean-Claude Rebuffet	Technicien aux espaces verts à la ville de Grenoble	Ginet Jacques
<b>Rouen</b>	Yvon Robert	Urbanisme réglementaire	Valérie Le Bec	Espaces publics et naturels	Fabienne Hanouel	Responsable du service environnement	Guillaume Fresnel

## Annexes

						Chargée de la gestion différenciée et biodiversité	Audrey BARGÉ
						Chef de service espaces naturels et expertise espaces verts	Philippe Lamy
<b>Strasbourg</b>	Roland Ries	Urbanisme	Eric Chenderowsky	Ville en nature et ville nourricière	Louis Tissier	Technicien Environnement	Philippe HARTER
<b>Avignon</b>	Cécile Helle	Urbanisme	Denis Chastanier	Espaces Verts	Patrice Hénon	Service espaces verts	Patrice Hénon
<b>Montpellier</b>	Philippe Saurel	Aménagement et programmation	Rémy AILLERET	Paysage et biodiversité	Patrick BERGER		Laurent Guillaume
		Urbanisme opérationnel	Y. CHAUSSOUY	Jardins et Espaces Naturels	P. LAMBREY	Chargée de mission Biodiversité	Stéphanie Grosset
<b>Saint-Etienne</b>	Gaël Perdriau	Urbanisme	Jacques Morel	Espaces verts, cadre de vie	Marion Saumet	Responsable de service paysage et aménagement	Andrine Faure
						Responsable d'unité de la direction Cadre de vie	Philippe Roche
<b>Béthune</b>	Olivier Gacquerre	Urbanisme	Christian Marconville	Espaces verts	Franck Geiger		
<b>Tours</b>	Serge Babary	Aménagement urbain	Franck Seither	Parcs et jardins	Christine Chasseguet	Chef de Projet du SCOT de l'Agglomération Tourangelle	Frédéric Tallois
		Urbanisme et du recensement	Gisèle Ratsimbazafy				
<b>Valenciennes</b>	Laurent Degallaix	1° adjoint urbanisme, du développement économique, du commerce, de la construction de logements	Guy Marchant	Espaces verts	Michel Mercier		
<b>Rennes</b>	Nathalie Appéré	Pôle stratégie, développement et aménagement	Alain Bénesteau	Jardins et de la biodiversité	Cyrille Lomet	Direction des Jardins - Exploitation, Ville de Rennes	Bertrand Martin
						Service Transition Energétique et Ecologique, Rennes Métropole	Bénédicte Barbot
<b>Metz</b>	Dominique Gros	Direction urbanisme, habitat et planification urbaine	Guillaume Fayolle	Parcs, jardins et espaces naturels	Michel Koenig		
<b>Nancy</b>	Laurent Hénart	Urbanisme réglementaire	C. Robert	Parcs et jardins	P. Didierjean		
<b>Orléans</b>	Olivier Carré	Urbanisme	Cyril Revaud	Espaces publics	Jean-Michel FRICHETEAU	Direction de l'Espace Public	Eric Bretton
						BE du SEV	Denis Bigot
						Responsable pôle Prospective et Planification urbaine	Duvallet Géraldine
<b>Clermont-Ferrand</b>	Olivier Bianchi	Urbanisme	Patrice Bernouin	Espaces verts	Yann Lemoigne	Bureau d'étude Caraïbes Paysages	Emmanuel Briant (ancien ENITHP) et Cyril Berton
						Directrice Adjointe en charge des Politiques contractuelles et de l'Urbanisme	Christine Fournioux
						Chargée d'étude projet urbain	Corinne Zukow
<b>Pointe-à-Pitre- Les Abymes</b>	Jacques Bangou	Rénovation urbaine et de l'aménagement	H. Macabi	DST et environnement	G. Naprix		

## Annexes

<b>Mulhouse</b>	Jean Rottner	Aménagements	Benôit Loos	Espaces verts, travaux publics	Céline Guillot	Responsable SEV	Jacques Milder
<b>Dijon</b>	François Rebsamen	Délégation urbanisme	Pierre Pribetich	Délégation environnement	Patrice Château		
				Délégation écologie urbaine	Stéphanie Modde		
<b>Le Havre</b>	Edouard Philippe	Aménagement et maîtrise d'ouvrage	Kenny Broudic	Espaces verts	Philippe Beauconsin	Chargé de projets Environnement et Sols Pollués, ville du Havre	Antoine Ilef
		Etudes urbaines	Hervé Colette				
<b>Bayonne</b>	Jean-René Etchegaray	Urbanisme	Marie Corrales	Patrimoine naturel et environnemental	Silviana Valles / Eric Guiho	Responsable du service environnement et écologie urbaine	Patrick Auriault
<b>Angers</b>	Christophe Béchu	Aménagement et développement des territoires	Marie Chambolle	Parcs, jardins et paysages	Fanny Maujean	Service MO/MOE direction Parcs, Jardins et Paysages chez Ville d'Angers	Frédéric Moreau
				Environnement, déchets et propreté	Cyrille Bader		Marc Houdon
<b>Reims</b>	Arnaud Robinet	Urbanisme, aménagement urbain et archéologie	Silvina Rodriguez-Garcia	Espaces verts	Eric Lavoisy	Responsable développement urbain Reims Métropole	A. Arnaud
<b>Le Mans</b>	Jean-Claude Boulard	Développement urbain	Bruno Melocco	Environnement	Pierre Velsch		
		Urbanisme, foncier / Aménagement urbain	Sylvie Cabaret / Eric Bansard	Nature en ville	Loïc Péneau		
<b>Brest</b>	François Cuillandre	Aménagement urbain	Aude Talon	Espaces verts	Léo Mageur	Espaces verts – Responsable Maintenance Ouest, Brest	Caroline Lohou
<b>Caen</b>	Joël Bruneau	Urbanisme	Rémy Jolivald	Environnement et cadre de vie	Hélène Foucher	Responsable de service	Hélène Foucher
<b>Pau</b>	François Bayrou	Urbanisme, aménagement et construction durable	Géraldine Fasentieux	Nature et patrimoine végétal	Sophie Thuillier	Responsable de service	Jean-Marc Musset
<b>Perpignan</b>	Jean-Marc Pujol	Aménagement et urbanisme	Dominique Zitoli	Espaces verts	Marc Baradat	Directeur SEV	Guilhem Hugounenc
<b>Limoges</b>	Emile Roger Lomberti	Développement urbain	Christophe Mathieu	Espaces verts	Didier Franck	Directrice EV	Valérie Thomine
<b>Dunkerque</b>	Patrice Vergriete	Actes d'urbanisme	Patrice Witasse	Espaces verts	Alain Lefebvre	Contacts à la communauté urbaine	Annick Tual
						Ecologie	Fabrice Truand
<b>Chambéry</b>	Michel Dantin	Urbanisme et foncier	Gilles Déchelette	Espaces publics	Gilles Fasola	Directeur du CFFPPA de Chambéry	Hervé Dalmais
<b>Nîmes</b>	Jean-Paul Fournier	Urbanisme	Christian Barban	Environnement, Espaces Verts et Propreté	Christian Guigue		

## Annexes

**Annexe 7. Liste des aires urbaines (agglomérations) contactées dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE)**

Aire urbaine	Président	Pôle "Urbanisme"	Contact "Urbanisme"	Pôle "Espaces verts"	Contact "Espaces verts"
<b>Grand Lyon</b>	Gérard Collomb	Urbanisme, habitat, cadre de vie	Michel Le Faou	Développement durable, biodiversité, trame verte et bleue	Bruno Charles
		Urbanisme réglementaire	Richard Llung	Environnement, santé et bien-être dans la ville	Thierry Philip
			Frédéric Ségur	Finances, institutions, ressources et organisation territoriale ; Proximité, environnement et agriculture	Christophe Geourjon
<b>Métropole Aix-Marseille-Provence</b>	Guy Teyssier	Développement urbain	Domnin Rauscher	Agriculture - Sylviculture - Viticulture - Valorisation des espaces péri-urbains - Incendie - Secours - Gestion des risques	R. Mouren
		Urbanisme, PLUi, aménagement communautaire	Laure-Agnès Caradec		
<b>Toulouse Métropole</b>	Jean Luc Moudenc	Urbanisme et projet urbain	Annette Laigneau	Environnement et développement durable	Michel Aujoulat
		Aménagement et politique foncière	Dominique Coquart		
		Commission Urbanisme et Projets urbains	T. Fourcassier	Commission Environnement et Développement durable	E. Toutut-Picard
		Commission Aménagement et Politique foncière	JL. Lagleize		
<b>Bordeaux Métropole</b>	Alain Juppé	Urbanisme réglementaire et stratégie foncière	Michel Duchène	Espaces verts	Gaëtan Wicart
		Plan local d'urbanisme (PLU)	Christine Volpilhac		
		Aménagement	M. Larué-Charlus		
		Urbanisme, du patrimoine et des paysages	S. Caze		
<b>Métropole Européenne de Lille</b>	D. Castelain	Aménagement et habitat	Fanny Oden	Création et gestion paysagères	Claude Gillon
				Espaces Naturels Métropolitains	Christophe Joveneaux
<b>Métropole Nice Côte d'Azur</b>	C. Estrosi	Commission Aménagement, Transports et Urbanisme	J. Gilletta	Commission Environnement, Enseignement supérieur et recherche	V. Paquis
<b>Nantes Métropole</b>	J. Rolland	Urbanisme, foncier, habitat	P. Pras	Agriculture périurbaine, arbre en ville, forêts urbaines, risques et pollutions	JC. Lemasson
				Cycle de l'eau, trame verte et bleue, Loire et cours d'eau	C. Couturier
<b>Eurométropole de Strasbourg</b>	Robert Herrmann	Urbanisme et territoires	Eric Chenderowsky	Espaces publics et naturels	Thierry BECHTEL
		Stratégie foncière	Sébastien Zaegel	Espaces verts et nature	Romuald Sutter
		Elaboration du PLU	Yves Bur	Gestion des espaces verts naturels et communautaires	Vincent Debes
<b>Rennes Métropole</b>	E. Couet	Stratégie, développement, aménagement	A. Bénesteau	Ingénierie et services urbains	P. Faysse

## Annexes

		Aménagement urbain et habitat	A. Mariani	Jardins et de la biodiversité	C. Lomet
<b>Grenoble Alpes Métropole</b>	C. Ferrari	Planification territoriale et urbanisme	T. Tiengou	Contractualisations et de l'environnement	M. Pols
		Urbanisme et planification	B. Magnier	Agriculture, forêt, biodiversité	L. Vargas
<b>Métropole Rouen Normandie</b>	F. Sanchez	Urbanisme et habitat	P. Valla	Services aux usagers et transition écologique	G. Sorel
		Planification urbaine	D. Roux	Energies et environnement	M. Ader
		Urbanisme réglementaire	C. Petit-Coulaud	/	/
<b>CA Toulon Provence Méditerranée</b>	H. Falco	Commission Aménagement de l'espace	R. Beneventi	Commission Environnement et Développement durable	G. Vincent
<b>Montpellier Méditerranée Métropole</b>	P. Saurel	Développement territorial	Y. Nurit	Environnement et transports	JC. Hemain
		Urbanisme et de l'habitat	B. Le Roy	Aménagement et de la gestion de l'espace public	ML. Brettes-Chevet
<b>CA du Douaisis</b>	C. Poiret	Commission Urbanisme	L. Courdavault	Commission espaces naturels (espaces verts)	JL. Hallé
			A. Dupont		
<b>Communaupole Lens-Liévin</b>	S. Robert	Commission Aménagement du territoire	F. Lemaire / D. Robillart	Commission services à la population et territoires durables	M. Bouchez
<b>Grand Avignon</b>	JM. Roubaud	Développement et Aménagement Territorial	P. Millon	Service Techniques	J. Gelly
		Aménagement	D. Paoli	Voirie et espaces verts	L. Dubet
<b>Saint-Etienne Métropole</b>	G. Perdriau	Pôle Services en territoire	F. Paredes	Services en territoire	F. Paredes
<b>CA Tour(s) Plus</b>	P. Briand	Habitat et SCoT	C. Gatard	Assainissement et développement durable	B. Ritouret
<b>Clermont Communauté</b>	O. Bianchi	Développement économique	N. Guichard	Services opérationnels	P. Dartigues
		Politiques contractuelles et urbanisme	C. Fournioux	Développement durable	H. Moreigne
<b>Grand Nancy</b>	A. Rossinot	Urbanisme, PLUi, espaces publics	M. Candat	Environnement et écologie urbaine	D. Sartelet
		Planification urbaine et urbanisme pré-opérationnel	T. François	Espaces verts	C. Gross
				Ecologie urbaine	S. Peltier

**Annexe 8. Liste des agences d'urbanisme contactées dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUA, LSE)**

Unité urbaine	Agences d'urbanisme	Président	Directeur
<b>Général</b>	Fédération nationale des agences d'urbanisme	Jean ROTTNER	
<b>Paris</b>	Apur	Claude DARGENT	Dominique ALBA
	IAU IDF	Jean Paul HUCHON	Valérie MANCRET TAYLOR
<b>Lyon</b>	UrbaLyon	Michel LE FAOU	Damien CAUDRON
<b>Marseille</b>	agAM	Laure-Agnès CARADEC	Christian BRUNNER
<b>Aix-en-Provence</b>	Aupa	Maryse JOISSAINS	Pierre MAZZELLA
<b>Lille</b>	Agence de développement et d'urbanisme de Lille Métropole	Marc-Philippe DAUBRESSE	Oriol Clos
<b>Nice</b>	Adaam 06	Louis NEGRE	Christine CESARI-GEIGER
<b>Toulouse</b>	Aua Toulouse	Annette LAIGNEAU	Jean-Marc MESQUIDA
<b>Bordeaux</b>	A'urba Bordeaux	Véronique FERREIRA	Jean-Marc OFFNER
<b>Nantes</b>	Auran	Patrick RIMBERT	Benoist PAVAGEAU
<b>Toulon</b>	Audat	Robert BENEVENTI	Daniel DROZ-VINCENT
<b>Douai</b>	/	/	/
<b>Lens</b>	/	/	/
<b>Grenoble</b>	Aurg	Jean-Paul BRET	Benoît PARENT
<b>Rouen</b>	Aurbse	Françoise GUILLOTIN	Laurent MORENO
<b>Strasbourg</b>	Adeus	Robert HERRMANN	Anne PONS
<b>Avignon</b>	Aurav	Christian GROS	Gilles PERILHOU
<b>Montpellier</b>	/	/	/
<b>Saint-Etienne</b>	Epures	Pascal GARRIDO	Frédéric BOSSARD
<b>Béthune</b>	Aulab	Alain WACHEUX	Pascal VAN ACKER
<b>Tours</b>	Atu	Philippe BRIAND	Jérôme BARATIER
<b>Valenciennes</b>	/	/	/
<b>Rennes</b>	Audiar	Emmanuel COUET	Henri-Noel RUIZ
<b>Metz</b>	Aguram	Bruno VALDEVIT	Patricia GOUT
<b>Nancy</b>	Aduan	Jean-François HUSSON	Pascal TATON
<b>Orléans</b>	Auao	Marie Agnès LINGUET	Catherine TREBAOL
<b>Clermont-Ferrand</b>	Clermont Métropole Agence d'urbanisme et de développement	Olivier BIANCHI	Rachid KANDER
<b>Pointe-à-Pitre-Les Abymes</b>	/	/	/
<b>Mulhouse</b>	Aurm	Jean ROTTNER	Viviane BEGOC
<b>Dijon</b>	/	/	/
<b>Le Havre</b>	Aurh	Edouard PHILIPPE	Simon DU MOULIN
<b>Bayonne</b>	Audap	Jean René ETCHEGARAY	Alain FRANCK
<b>Angers</b>	Aura	Christophe BECHU	Emmanuelle QUINIOU
<b>Reims</b>	Audrr	Cedric CHEVALIER	Pierre TRIDON
<b>Le Mans</b>			
<b>Brest</b>	Adeupa	François CUILLANDRE	Benjamin GREBOT
<b>Caen</b>	Aucame	Sonia DE LA PROVOTE	Patrice DUNY
<b>Pau</b>	Audap	Jean René ETCHEGARAY	Alain FRANCK
<b>Perpignan</b>	Aurca	Jean-Paul BILLES	Pascal FOURCADE

## Annexes

<b>Limoges</b>	/	/	/
<b>Dunkerque</b>	Agur	Bernard WEISBECKER	Franck MERELLE
<b>Chambéry</b>	/	/	/
<b>Nîmes</b>	Audrna	Michel BAZIN	Nathalie LOUET

**Annexe 9. Liste des unités de recherche contactées dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE)**

<b>Unité / Organisme</b>	<b>Personne à contacter</b>
<b>Infosol</b>	Nicolas Saby
<b>BRGM (projet BD-SolU)</b>	J-F. Brunet
<i>Service D3E</i>	
<i>Unité 3SP</i>	
<b>RMT Sols et Territoires</b>	Christophe Ducommun
<b>ZAEU Strasbourg</b>	Dominique BADARIOTTI
<b>ZAEU Strasbourg CNRS - UNISTRA</b>	Adrien Opeicle
	Anne Puissant, Rahim Aguejdad, Skupinski Grzegorz, BANASZAK Olivier
<b>Groupe de travail national sur le "Bruit de fond"</b>	Christophe Schwartz
<b>Groupe de travail national sur le "Bruit de fond" IRD2</b>	Cécile Le Guern
	Chantal de Fouquet
	Sophie Raous et Marion Brosseau
<b>Ifsttar</b>	Béatrice Béchet
<b>Université Nantes</b>	Thierry Lebeau

**Annexe 10. Liste des meneurs de projets contactés dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE)**

<b>Nom du projet</b>	<b>Contacts</b>
<b>Projet Jassur</b>	Christophe Schwartz
<b>Projet Sols Urbains-Grand Nancy</b>	Christophe Schwartz
<b>Projet Lorver</b>	Christophe Schwartz
<b>Projet Destisol</b>	Christophe Schwartz
<b>Gisfi</b>	Christophe Schwartz
<b>Projet Pollusol</b>	Cécile Le Guern
<b>Méthodologie de gestion des terres excavées</b>	Cécile Le Guern
<b>Axe Sols Urbains de l'IRSTV</b>	Cécile Le Guern
<b>Projet UQUALISOL</b>	Samuel Robert
<b>Opération de recherche PSUR :</b>	Béatrice Béchet
<b>Projet ITTECOP (financement ADEME et MEDDE)</b>	Pierre Delcour
<b>CESAT (programme GESSOL 3)</b>	Didier Boutet
<b>ANR FISIC (2012-2015),</b>	Chantal de Fouquet
<b>ANR Mc SIM - valeurs extrêmes (2010 -2014)</b>	Chantal de Fouquet
<b>Carnot 2010 Géophysique Stochastique,</b>	Chantal de Fouquet
<b>Carnot 2012 : Analyses géostatistiques de séries temporelles pour la caractérisation environnementale</b>	Chantal de Fouquet
<b>Carnot 2013 : IEPAP</b>	Chantal de Fouquet
<b>Carnot 2014 : INEDIT</b>	Chantal de Fouquet
<b>COST Sub-Urban</b>	Fabrice RODRIGUEZ, IFFSTAR
<b>BD-SolU</b>	J-F. Brunet
<b>D2MIP : développement durable en Midi-Pyrénées</b>	Martine Gayrard-Mathorel, directrice générale adjointe de la SPL Agence Régionale du développement durable ARPE Midi-Pyrénées
<b>Thèse Sophie Joimel</b>	Sophie Joimel
<b>Thèse Anaïs Coulon</b>	Laure Vidal-Beaudet
<b>Projet du SCOT de l'Agglomération Tourangelle - Aire urbaine</b>	Frédéric Tallois

**Annexe 11. Liste des bureaux d'études contactés dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE)**

Classement	Unité urbaine	Arcadis (Simecsol)	Antea	Fondasol	Burgeap	ICF Environnement	ECR Environnement	Serea	Geoscop	Caraïbes paysage, Guadeloupe
1	Paris	X	X	X	X	X	X			
2	Lyon	X	X	X	X	X	X			
3	Marseille-Aix-en-Provence	X	X	X	X	X				
4	Lille		X	X	X		X			
5	Nice	X		X						
6	Toulouse	X	X	X	X	X	X			
7	Bordeaux	X	X	X	X	X	X			
8	Nantes	X	X	X	X	X	X	X	X	
9	Toulon									
10	Douai / Lens									
11	Grenoble		X	X		X				
12	Rouen		X	X		X				
13	Strasbourg	X	X	X	X	X				
14	Avignon		X	X	X					
15	Montpellier			X	X					
16	Saint-Etienne									
17	Béthune									
18	Tours		X	X	X					
19	Valenciennes									
20	Rennes						X			
21	Metz			X						
22	Nancy	X			X		X			
23	Orléans		X	X						
24	Clermont-Ferrand		X	X						
25	Pointe-à-Pitre-Les Abymes		X							X
26	Mulhouse									
27	Dijon		X							
28	Le Havre									
29	Bayonne						X			
30	Angers									
31	Reims		X	X						
32	Le Mans			X						
33	Brest			X			X			
34	Caen		X			X				
35	Pau		X							
36	Perpignan									
37	Limoges									
38	Chambéry						X			
38	Dunkerque	X								
40	Nîmes									

**Annexe 12. Liste des organismes n'entrant pas dans les catégories précédentes, contactés dans le volet 1 de la thèse, en collaboration avec Anne Blanchart, doctorante (IUAR, LSE)**

<b>Unité / Organisme</b>	<b>Personne à contacter</b>
<b>Cerema</b>	Philippe Branchu
<b>Plante &amp; Cité</b>	Olivier Damas
<b>INERIS</b>	Jacques PIRONON
	Jean-Pierre RAJOT
<b>Chambre d'Agriculture de la Marne</b>	Luc Mathys
<b>Centre de Formation Professionnelle Promotion Sociale Agricole de Chambéry</b>	Hervé Dalmais
<b>SAFER Champagne Ardenne</b>	Claire Salembien
<b>Association pour la Relance Agronomique en Alsace</b>	Rémi Koller
<b>Association Nord Nature Chico Mendes</b>	Contact général

**Annexe 13. Dictionnaire des variables de la base de données (les variables estimées au cours de la thèse n'y apparaissent pas)**

No	Colonne	Description	Type	Unité	Codage
1	City	Nom_Ville	Qualitatif		Nom de la ville considérée
2	Country	Pays concerné	Qualitatif		Nom du pays
3	Region	Région française concernée	Qualitatif		Nom de la région en France
4	Dept	Nom_Département	Qualitatif		Nom du département considéré
5	City_Size	Superficie de la ville (km <sup>2</sup> )	Quantitatif	km <sup>2</sup>	
6	City_Pop	Population de la ville (hab)	Quantitatif	Nombre d'habitants	
7	Source_Population	Source bibliographique donnant taille, population, densité de la ville	Quantitatif		INSEE 2013 généralement
8	City_Dens	Densité de population de la ville (hab/km <sup>2</sup> )	Quantitatif	hab.km <sup>-2</sup>	
9	Climate	Climat de la ville selon la classification Köppen	Qualitatif		Classification Koppen (Cfa ; Cfb ; Csa)
10	Annual_T	Température annuelle moyenne de la ville	Quantitatif	°C.an <sup>-1</sup>	
11	Source_Annual_T	Source bibliographique donnant la température annuelle moyenne ville	Qualitatif		texte
12	Annual_Rain	Pluviométrie annuelle moyenne de la ville	Quantitatif	mm.an <sup>-1</sup>	
13	Source_Annual_Rain	Source bibliographique donnant la pluviométrie annuelle moyenne ville	Qualitatif		texte
14	T_Study	Température moyenne mois/année étude (ville)	Quantitatif	°C	
15	Rain_Study	Cumul moyen des pluies au cours du mois/AAAA de l'étude (ville)	Quantitatif	mm	
16	Name_Project	Nom du projet	Qualitatif		texte
17	Type_Project	Type de projet	Qualitatif		texte
18	Date_Start	Date de début du projet	Date/Heure		
19	Date_End	Date de fin du projet	Date/Heure		
20	Description_Project	Description du projet	Qualitatif		texte
21	Name_Doc	Nom du document	Qualitatif		texte
22	Total_Number_profiles	Nombre total de description de profils	Quantitatif	sans unité	
23	Total_Number_Samples	Nombre total d'échantillons analysés	Quantitatif	sans unité	
24	Number_sample_Corg	Nombre d'échantillons contenant des données Corg	Quantitatif	sans unité	
25	Date_creation_doc	Date de création du document	Date/Heure		
26	Name_Entity	Nom de l'organisme	Qualitatif		texte
27	Type_Entity	Type d'organisme	Qualitatif		texte
28	Person_Contact	Personne qui nous a envoyé les données	Qualitatif		texte
29	Quality	Qualité dans son service/entreprise	Qualitatif		texte
30	Mail	Mail de cette personne	Qualitatif		texte
31	Phone	Numéro de téléphone de cette personne	Qualitatif		texte
32	S_Name_(Atoll)	Nom du site étudié pour la France et selon Atoll pour Paris (à titre indicatif)	Qualitatif		texte
33	S_Name_LaboAgro	Paris : Nom selon la base LaboAgro (à titre indicatif)	Qualitatif		texte
34	S_Name_Patrimoine	Paris : Nom selon la base de données Patrimoine (à titre indicatif)	Qualitatif		texte
35	S_Name_Compilation	Paris : Compilation des noms Atoll/Patrimoine (à titre indicatif)	Qualitatif		texte
36	Site_Id	Identifiant du site d'échantillonnage	Qualitatif		texte
37	S_Size	Superficie du site (m <sup>2</sup> )	Quantitatif	m <sup>2</sup>	
38	S_Adress	Adresse du site lorsqu'elle est connue	Qualitatif		texte

## Annexes

39	<b>District</b>	données Paris : Arrondissement dans Paris où se trouve le site	Qualitatif		75001 -> 75020 + Out1 + Out2
40	<b>S_Xi</b>	Latitude X initiale (coordonnées document)	Quantitatif	degré minute ou lambert1 ou RGFC49, etc.	
41	<b>S_Yi</b>	Longitude Y initiale (coordonnées document)	Quantitatif	degré minute ou lambert1 ou RGFC49, etc.	
42	<b>Site_type_coordinates</b>	Type de coordonnées issues du document	Qualitatif		Lambert1 ; Lambert93 ; ...
43	<b>S_Xf</b>	Latitude X finale (coordonnées Lambert93)	Quantitatif	sans unité	
44	<b>S_Yf</b>	Longitude Y finale (coordonnées Lambert93)	Quantitatif	sans unité	
45	<b>S_Age</b>	Age du site au cours de l'année d'étude	Quantitatif	ans	
46	<b>Sampling_Spot</b>	Lieu de prélèvement (Paris)	Qualitatif		texte
47	<b>Location</b>	Localisation : ne concerne que les données de Paris = précision sur le point de prélèvement	Qualitatif		texte
48	<b>Historical_use</b>	Usage historique	Qualitatif		texte
49	<b>Period</b>	Période durant lequel a eu lieu cet usage	Qualitatif		texte
50	<b>Event_construction1</b>	Evènement marquant type construction/démolition (1)	Qualitatif		texte
51	<b>Date_Event1</b>	Date de cet évènement	Date/Heure		
52	<b>Event_construction2</b>	Evènement marquant type construction/démolition (2)	Qualitatif		texte
53	<b>Date_Event2</b>	Date de cet évènement	Date/Heure		
54	<b>Event_construction3</b>	Evènement marquant type construction/démolition (3)	Qualitatif		texte
55	<b>Date_Event3</b>	Date de cet évènement	Date/Heure		
56	<b>Event_construction4</b>	Evènement marquant type construction/démolition (4)	Qualitatif		texte
57	<b>Date_Event4</b>	Date de cet évènement	Date/Heure		
58	<b>Event_input1</b>	Evènement marquant type apport dans le sol (1)	Qualitatif		texte
59	<b>Date_input1</b>	Date de cet évènement	Date/Heure		
60	<b>Depth_input1</b>	Profondeur de cet apport	Quantitatif	cm	
61	<b>Event_input2</b>	Evènement marquant type apport dans le sol (2)	Qualitatif		texte
62	<b>Date_input2</b>	Date de cet évènement	Date/Heure		
63	<b>Cluster_Age</b>	Classification des âges pour étude statistique	Qualitatif		Tableau 7
64	<b>Cluster_Size</b>	Classification des tailles des sites pour études statistiques	Qualitatif		Tableau 6
65	<b>Date_profile</b>	Date du profil	Date/Heure		
66	<b>Name_profile</b>	Nom du profil	Qualitatif		texte
67	<b>General_Description_profile</b>	Description générale du profil	Qualitatif		texte
68	<b>Code_CLandCover</b>	Codification selon Corine Land Cover	Qualitatif		Annexes
69	<b>Name_CLandCover</b>	Nom du mode d'occupation associé au code Corine Land Cover	Qualitatif		Annexes
70	<b>Land_Use</b>	Mode d'occupation général des sols	Qualitatif		forest ; grassland ; cultivated ; vineyard ; urban
71	<b>Code_Function</b>	Codification selon la classification thèse	Qualitatif		Tableau 3
72	<b>Name_Code_Function</b>	Type d'usage selon la classification thèse	Qualitatif		Tableau 3
73	<b>Management</b>	Code gestion en fonction de la fréquence	Qualitatif		Tableau 5
74	<b>Cover</b>	Type de couvert végétal	Qualitatif		Tableau 4
75	<b>Comment_Cover_1</b>	Commentaire concernant le couvert 1 (si plusieurs couverts)	Qualitatif		texte

## Annexes

76	<b>Comment_Cover_2</b>	Commentaire concernant le couvert 2 (si plusieurs couverts)	Qualitatif		texte
77	<b>Comment_Cover_3</b>	Commentaire concernant le couvert 3 (si plusieurs couverts)	Qualitatif		texte
78	<b>Residue</b>	Devenir des résidus	Qualitatif		sur place / exportés
79	<b>Soil_Aeration</b>	Aération du sol	Qualitatif		faible, nulle
80	<b>Abundance_Roots</b>	Abondance des racines	Qualitatif		Bien ; Peu
81	<b>Depth_Roots</b>	Profondeur des racines	Qualitatif		
82	<b>Contamination</b>	Présence d'une forme de contamination	Qualitatif		OUI ; NON ; Possible
83	<b>Source_Contamination</b>	Source de cette contamination	Qualitatif		texte
84	<b>Dist_Contamination</b>	Distance de la source de contamination	Qualitatif		sur site ; proche
85	<b>S_Alt</b>	Altitude du site	Quantitatif	m NGF	
86	<b>Topo</b>	Morphologie de la topographie	Qualitatif		plan / pente
87	<b>Value_Slope</b>	Valeur du dénivelé (d'après Google Earth)	Quantitatif		
88	<b>Orientation_Slope</b>	Orientation du dénivelé d'après Google Earth)	Qualitatif		Points cardinaux
89	<b>Weather_Sampling</b>	Météo le jour de l'échantillonnage	Qualitatif		Nuageux ; Nuageux/Soleil ; Soleil ; Pluvieux
90	<b>Irrigation</b>	Existence d'une irrigation	Qualitatif		Oui / Non
91	<b>Excess_Water</b>	Observation d'un excès d'eau sur le site	Qualitatif		OUI / NON / Possible
92	<b>Origine_Excess_Water</b>	Origine de cet excès d'eau	Qualitatif		texte
93	<b>Depth_Excess_Water</b>	Profondeur d'apparition de l'excès d'eau	Qualitatif		profondeur en m
94	<b>Layer_Litter</b>	Épaisseur de la litière	Quantitatif	cm	
95	<b>Degree_Sealing</b>	Degré d'imperméabilisation du site	Quantitatif	%	
96	<b>Mechanical_Intervention1</b>	Nom de l'intervention mécanique 1 liée à la gestion	Qualitatif		texte
97	<b>Frequency1</b>	Fréquence de l'intervention1	Qualitatif		texte
98	<b>Mechanical_Intervention2</b>	Nom de l'intervention mécanique 2 liée à la gestion	Qualitatif		texte
99	<b>Frequency2</b>	Fréquence de l'intervention2	Qualitatif		texte
100	<b>Mechanical_Intervention3</b>	Nom de l'intervention mécanique 3 liée à la gestion	Qualitatif		texte
101	<b>Frequency3</b>	Fréquence de l'intervention3	Qualitatif		texte
102	<b>Fertilisation</b>	Nom de la fertilisation	Qualitatif		texte
103	<b>Quantity_Ferti</b>	Quantité apportée	Qualitatif		texte
104	<b>Frequency_Ferti</b>	Fertilisation	Qualitatif		OUI / NON
105	<b>Parent_Material</b>	Nature de la roche mère	Qualitatif		Fz ; Fy ; etc
106	<b>Description_Parent_Material</b>	Description de la roche mère	Qualitatif		texte
107	<b>Depth_Parent_Material</b>	Profondeur de rencontre de la roche mère	Qualitatif		texte
108	<b>Type_Sealing</b>	Type de scellement (si sol scellé)	Qualitatif		enrobé / bitume / béton / pelouse synthétique ...
109	<b>Thickness_Sealing</b>	Épaisseur de la couche imperméabilisée (si sol scellé)	Quantitatif	cm	
110	<b>Horizon[1:7]_Description</b>	Description de l'horizon 1 ; horizon 2 .... horizon 6	Qualitatif		texte
111	<b>Horizon[1:7]_Color</b>	Couleur de l'horizon 1 ; horizon 2 ... horizon 6	Qualitatif		
112	<b>Horizon[1:7]_Depth_Start</b>	Profondeur du toit de l'horizon 1 ... horizon 6	Quantitatif	cm	
113	<b>Horizon[1:7]_Depth_End</b>	Profondeur de fin de l'horizon 1 ... horizon 6	Quantitatif	cm	
114	<b>Horizon[1:7]_Other</b>	Autres éléments descriptifs de chaque horizon (artefacts, etc)	Qualitatif		texte
115	<b>Thickness_Sample_Horizon</b>	Épaisseur échantillonnée à l'intérieur de l'horizon	Quantitatif	cm	
116	<b>Sample_Name</b>	Nom de l'échantillon	Qualitatif		
117	<b>Material_Nature</b>	Nature sol	Qualitatif		remblai ; remblai et terre végétale, etc.

## Annexes

118	<b>Material_Origine</b>	Origine du sol en place	Qualitatif		apporté ; original ; apporté et original
119	<b>Date_Creation</b>	Date de l'échantillonnage ou de l'analyse	Date/Heure		Jour/Mois/Annee
120	<b>Sampling_Season</b>	Saison d'échantillonnage	Qualitatif		(End) Spring / (End) Summer / etc.
121	<b>Sample_Description</b>	Description de l'échantillon	Qualitatif		texte
122	<b>Repetition</b>	Répétition	Quantitatif	sans unité	
123	<b>Cluster_Horizon</b>	Classe de l'horizon prélevé selon codification thèse	Qualitatif		0-30 ; 30-60 ; 60-80 ; >80 / profile
124	<b>Sample_Xi</b>	Coordonnée X de l'échantillon	Quantitatif	sans unité	
125	<b>Sample_Yi</b>	Coordonnée Y de l'échantillon	Quantitatif	sans unité	
126	<b>Type_coordinates</b>	Type de coordonnées précédentes	Qualitatif		Lambert1, 93...
127	<b>Sample_Xf</b>	Coordonnée X de l'échantillon converties en Lambert93	Quantitatif	degré minute	
128	<b>Sample_Yf</b>	Coordonnée Y de l'échantillon converties en Lambert93	Quantitatif	degré minute	
129	<b>Comment_Sample</b>	commentaires sur l'échantillon	Qualitatif		texte
130	<b>Sample_Surface_State</b>	Etat de la surface du sol au niveau de l'échantillon	Qualitatif		texte
131	<b>Sample_Horizontal_Composite</b>	L'échantillon est-il un composite horizontal	Qualitatif		OUI/NON
132	<b>Sample_Vertical_Composite</b>	L'échantillon est-il un composite vertical	Qualitatif		OUI/NON
133	<b>Sampling_Method</b>	Méthode d'échantillonnage	Qualitatif		texte
134	<b>Bucket_Width</b>	Largeur du godet	Quantitatif	cm	
135	<b>Sampled_Horizon</b>	Horizon à partir duquel l'horizon a été prélevé - selon profil décrit aux n° 108 : 112 du dictionnaire des variables	Qualitatif		horizon 1,2 ... 6
136	<b>Profile_Detail</b>	Si deux échantillons proviennent d'un même sondage/profil ou si l'échantillon est unique dans le profil	Qualitatif		si deux horizons issus du même profil : attribuer un nom au profil / sinon mettre NON
137	<b>Depth_Start</b>	Profondeur de début	Quantitatif	cm	
138	<b>Depth_End</b>	Profondeur de fin	Quantitatif	cm	
139	<b>Sample_Thickness</b>	Epaisseur de l'échantillon - valeur par défaut : 30cm	Quantitatif	cm	
140	<b>Layer_Centre</b>	Profondeur moyenne de l'échantillon ((Depth_Start+Depth_End)/2) - valeur par défaut : 15cm	Quantitatif	cm	
141	<b>Name_Labo</b>	Nom du laboratoire d'analyses	Qualitatif		texte
142	<b>Menu</b>	Menu d'analyses	Qualitatif		texte
143	<b>Pretreatment_Method</b>	Méthode de prétraitement au laboratoire	Qualitatif		texte
144	<b>Comment_analysis</b>	Commentaires sur l'analyse	Qualitatif		texte
145	<b>Estimated_fine_fraction_weigth</b>	Estimation de la masse de terre fine	Quantitatif	t.ha <sup>-1</sup>	
146	<b>MS_Concentration</b>	Teneur en matière sèche	Quantitatif	%	
147	<b>H2O_soil</b>	Teneur en eau du sol total	Quantitatif	%	
148	<b>H2O_0-20mm</b>	Teneur en eau de la fraction < 20mm	Quantitatif	%	
149	<b>Reaction_HCl</b>	Observation de la réaction de l'échantillon à l'acide	Qualitatif		Positive, Négative, Légère
150	<b>pH</b>	pH solide (eau)	Quantitatif	sans unité	
151	<b>pH_lxiviat</b>	pH dans le lixiviat (peu renseigné)	Quantitatif	sans unité	
152	<b>pHKCl</b>	pH(KCl)	Quantitatif	sans unité	
153	<b>BD_real</b>	Masse volumique apparente réellement mesurée	Quantitatif	g.cm-3	
157	<b>SOM</b>	Teneur en matière organique	Quantitatif	gC.kg <sup>-1</sup>	
158	<b>SOC</b>	Teneur en carbone organique	Quantitatif	gC.kg <sup>-1</sup>	
159	<b>SSOC_real</b>	Stock de carbone organique réel	Quantitatif	kgC.m <sup>-2</sup>	
160	<b>TotC</b>	Teneur en carbone total	Quantitatif	gC.kg <sup>-1</sup>	

## Annexes

161	<b>TIC</b>	Teneur en carbone inorganique total	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
162	<b>totCaCO3</b>	teneur en carbonate	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
163	<b>actCaCO3</b>	teneur en carbonate actif	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
164	<b>TotN</b>	Teneur en azote total	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
165	<b>CN</b>	Ratio COT/Nt	Quantitatif	sans unité	
166	<b>Loss_MO_Annual_Estimation</b>	kg/ha/an	Quantitatif	kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	
167	<b>Coef_K2_estimation</b>	estimation du coefficient de minéralisation k2 - kg/ha/an	Quantitatif	kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	
168	<b>Coef_K1_estimation</b>	estimation du coefficient de stockage k1 - kg/ha/an	Quantitatif	kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	
169	<b>N_mineralisable_estimation</b>	u/ha ou u (2 colonnes différentes)	Quantitatif	u.ha <sup>-1</sup> ou u	
170	<b>Biological_potential_estimation</b>	Estimation du potentiel biologique	Quantitatif		
171	<b>Bio_Fertility_Index</b>	Indice de fertilité biologique	Qualitatif		Elevé, Faible, Moyen
172	<b>P2O5_DYER</b>	Phosphore assimilable selon la méthode Dyer	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
173	<b>P2O5_JH</b>	Phosphore disponible - Méthode Joret-Hebert	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
174	<b>Polsen</b>	Phosphore disponible - Méthode Polsen	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
175	<b>Ratio_P2O5</b>	Ratio (POLSEN / PDYER)*100 (%)	Quantitatif	%	
176	<b>K2O</b>	teneur en K2O échangeable	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
177	<b>MgO</b>	Teneur en MgO échangeable	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
178	<b>CaO</b>	Teneur en CaO échangeable	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
179	<b>NaO</b>	Teneur en NaO échangeable	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
180	<b>K2O/MgO</b>	Ratio K2O/MgO	Quantitatif	sans unité	
181	<b>K/Mg</b>	Ratio K/Mg	Quantitatif	sans unité	
182	<b>Ca/Mg</b>	Ratio Ca/Mg	Quantitatif	sans unité	
183	<b>CEC</b>	Capacité d'échange cationique	Quantitatif	mé.100g <sup>-1</sup>	
184	<b>K/CEC</b>	Rapport K/CEC	Quantitatif	%	
185	<b>Mg/CEC</b>	Rapport Mg/CEC	Quantitatif	%	
186	<b>Na/CEC</b>	Rapport Na/CEC	Quantitatif	%	
187	<b>Ca/CEC</b>	Rapport Ca/CEC	Quantitatif	%	
188	<b>H/CEC</b>	Rapport H/CEC	Quantitatif	%	
189	<b>Saturation</b>	Taux de saturation	Quantitatif	%	
190	<b>Fe_DTPA</b>	Teneur en oligo-élément Fe (EDTA ou DTPA)	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
191	<b>Mn_DTPA</b>	Teneur en oligo-élément Mn (EDTA ou DTPA)	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
192	<b>Cu_DTPA</b>	Teneur en oligo-élément Cu (EDTA ou DTPA)	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
193	<b>Zn_DTPA</b>	Teneur en oligo-élément Zn (EDTA ou DTPA)	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
194	<b>Boron</b>	Teneur en Bore soluble	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
195	<b>Clay</b>	Teneur en argile	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
196	<b>Silt_F</b>	Teneur limons fins	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
197	<b>Silt_C</b>	Teneur limons grossiers	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
198	<b>Silt</b>	Somme des teneurs "Silt_F" et "Silt_C"	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
199	<b>Sand_F</b>	Teneur sables fins	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
200	<b>Sand_C</b>	Teneurs en sables grossiers	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
201	<b>Sand</b>	Somme des teneurs "Sand_F" et "Sand_C"	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
202	<b>Coarse_fraction</b>	Teneur en éléments >2mm	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
203	<b>Coarse_4mm</b>	Teneur en éléments >4 mm	Quantitatif	%	
204	<b>Texture</b>	Nom de la texture	Qualitatif		Argile ; Limon ; Sable, etc.

## Annexes

205	<b>Residual_Humidity</b>	Humidité résiduelle	Quantitatif		
206	<b>Slaking_Index</b>	Indice de battance	Quantitatif	sans unité	
207	<b>Slaking_Risk</b>	Risque de battance	Qualitatif		Nul, Faible, Moyen
208	<b>Porosity_Index</b>	Indice de porosité	Quantitatif	sans unité	
209	<b>Wilting_Point</b>	Point de flétrissement	Quantitatif	%	
210	<b>WHC</b>	Réserve utile en eau	Quantitatif	(mm eau.m <sup>-1</sup> sol)	
211	<b>Resistivity</b>	Résistivité (données qui ne concernent que Paris)	Quantitatif	ohm.cm <sup>-1</sup> à 20°C	
212	<b>Conductivity</b>	Conductivité	Quantitatif	(mS.cm <sup>-1</sup> )	
213	<b>Infiltration_Speed</b>	Vitesse d'infiltration de l'échantillon	Quantitatif	mm.h <sup>-1</sup>	
214	<b>Permeability</b>	Perméabilité de l'échantillon	Quantitatif	mm.h <sup>-1</sup>	
215	<b>Water_retention_capacity</b>	Capacité de rétention	Quantitatif	%	
216	<b>Biom</b>	Biomasse microbienne	Quantitatif	g.kg <sup>-1</sup>	
217	<b>Molecule_microb_Biom</b>	Biomasse moléculaire microbienne	Quantitatif	g ADN.kg <sup>-1</sup> sol	
218	<b>Abundance_microb</b>	Indicateur d'abondance microbienne	Quantitatif	%	
219	<b>Richness_bacteries</b>	Indice de richesse bactérienne	Quantitatif	sans unité	
220	<b>Index_Evenness_bacteria</b>	Indice Evenness Bactéries	Quantitatif	sans unité	
221	<b>Index_Shannon_bacteria</b>	Indice de Shannon Bactéries	Quantitatif	sans unité	
222	<b>Richness_fungi</b>	Indice de richesse champignon	Quantitatif	sans unité	
223	<b>Index_Evenness_fungi</b>	Indice Evenness champignon	Quantitatif	sans unité	
224	<b>Index_Shannon_fungi</b>	Indice de Shannon champignon	Quantitatif	sans unité	
225	<b>Leave_weight</b>	Masse foliaire	Quantitatif	mg	
226	<b>Sb</b>	Teneur en Antimoine total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
227	<b>As</b>	Teneur en Arsenic total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
228	<b>Ba</b>	Teneur totale en Baryum	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
229	<b>Be</b>	Teneur totale en Berylium	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
230	<b>Cd</b>	Teneur totale en Cadmium	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
231	<b>Cr</b>	Teneur en Chrome total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
232	<b>Co</b>	Teneur en Cobalt total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
233	<b>Cu</b>	Teneur en cuivre total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
234	<b>Fe</b>	Teneur en fer total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
235	<b>Hg</b>	Teneur en Mercure total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
236	<b>Pb</b>	Teneur en Plomb total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
237	<b>Mo</b>	Teneur en Molybdène total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
238	<b>Ni</b>	Teneur en Nickel total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
239	<b>Se</b>	Teneur en Sélénium total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
240	<b>Sn</b>	Teneur en Etain total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
241	<b>V</b>	Teneur en Vanadium total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
242	<b>Zn</b>	Teneur en Zinc total	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
243	<b>Tot_hydrocarbons</b>	Teneur en hydrocarbures totaux	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
244	<b>PAH</b>	Teneur en HAP (total)	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
245	<b>PCB</b>	Teneur en PCB (total)	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
246	<b>VAC</b>	Teneur en Composés Aromatiques Volatils / BTEX (total)	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
247	<b>VHOC</b>	Teneurs en COHV (total)	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	

## Annexes

---

248	<b>Sol-orgC</b>	Teneur en Carbone organique soluble	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup>	
249	<b>Soluble fraction</b>	teneur de fraction soluble	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup> MS	
250	<b>NO3</b>	teneur en NO3	Quantitatif	mg.kg <sup>-1</sup> MS	

**Annexe 14. Base de données : codification des types d'usage des sols selon la nomenclature Corine Land Cover (Code\_CLandCover)**

Code Corine Land Cover (2012)	Libellé
111	Tissu urbain continu
112	Tissu urbain discontinu
121	Zones industrielles et commerciales
122	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés
123	Zones portuaires
131	Extraction de matériaux
132	Décharges
141	Espaces verts urbains
142	Equipements sportifs et de loisirs
211	Terres arables hors périmètres d'irrigation
231	Prairies
242	Systèmes cultureux et parcellaires complexes
243	Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants
311	Forêts de feuillus
312	Forêts de conifères
313	Forêts mélangées
321	Pelouses et pâturages naturels
322	Landes et broussailles
323	Végétation sclérophylle
324	Forêt et végétation arbustive en mutation
411	Marais intérieurs
511	Cours et voies d'eau
512	Plans d'eau

## Annexes

**Annexe 15. Bilan des études traitant des masses volumiques apparentes rencontrées dans les sols urbains.**

Date	N° réf.	Auteurs	Pays	Type d'usage	Couver	M <sub>v</sub> sol surface	M <sub>v</sub> sol profond	M <sub>v</sub> profil
1998	1	Jim	Chine	Sol scellé	Sol scellé	n.d	1,5-1,8	1,5-1,8
2002	2	Wichern et al.	Afrique du Sud	Jardin privé	Potager	0,99-1,25	n.d	n.d
2002	3	Qian et Follett	Etats Unis	Golf	Pelouse	1,5-1,6	n.d	n.d
2010	4	Qian et al.	Etats Unis	Golf	Pelouse	1,25-1,44	n.d	n.d
2005	5	Scharenbroch et al.	Russie et Etats Unis	Nouvelle résidence	Arbre	1,73	n.d	n.d
2005	5	Scharenbroch et al.	Russie et Etats Unis	Ancienne résidence	Arbre	1,41	n.d	n.d
2005	5	Scharenbroch et al.	Russie et Etats Unis	Parc	Arbre	1,39	n.d	n.d
2005	5	Scharenbroch et al.	Russie et Etats Unis	Arbre d'alignement	Arbre	1,39	n.d	n.d
2005	5	Scharenbroch et al.	Russie et Etats Unis	Nouvellement paillé	Arbre	1,55	n.d	n.d
2005	5	Scharenbroch et al.	Russie et Etats Unis	Anciennement paillé	Arbre	1,59	n.d	n.d
2007	6	Pouyat et al.	Etats Unis	Commerce/voirie	Pelouse entretenue	1,24-1,36	n.d	n.d
2007	6	Pouyat et al.	Etats Unis	Industrieou sol urbain	Arbres et prairie	1,12 - 1,28	n.d	n.d
2007	6	Pouyat et al.	Etats Unis	Forêt non entretenue	Forêt naturalisée	1,06-1,14	n.d	n.d
2007	6	Pouyat et al.	Etats Unis	Parc ou golf	Pelouse entretenue	1,17-1,23	n.d	n.d
2007	6	Pouyat et al.	Etats Unis	Résidentiel	Pelouse entretenue	1,18-1,22	n.d	n.d
2007	6	Pouyat et al.	Etats Unis	Publique	Pelouse entretenue	1,23-1,37	n.d	n.d
2009	7	(Béchet et al., 2009)	France	Sol scellé	Sol scellé	1,69-1,92	n.d	n.d
2009	8	Getter et al.	Etats Unis	Toit/mur végétalisé	Pelouse / massif horticole	1,17	n.d	n.d
2010	9	Sun et al.	Chine	Récréatif	Pelouse / Bois urbain	1,25-1,32	n.d	n.d
2010	9	Sun et al.	Chine	Industrie	Pelouse	1,01-1,21	n.d	n.d
2010	9	Sun et al.	Chine	Culturel/éducation	Pelouse	1,13-1,4	n.d	n.d
2010	9	Sun et al.	Chine	Voirie	Pelouse / Bois urbain	1,03-1,59	n.d	n.d
2010	9	Sun et al.	Chine	Résidentiel/administratif	Pelouse / Bois urbain	1,27-1,34	n.d	n.d
2010	9	Sun et al.	Chine	Périphérie	Ferme urbaine / Bois urbain	1,33-1,51	n.d	n.d
2011	10	Millward et al.	Canada	Parc	Forêt non entretenue	1,08 - 1,58	n.d	n.d
2011	10	Millward et al.	Canada	Parc	Forêt entretenue	1,37 - 1,62	n.d	n.d
2011	10	Millward et al.	Canada	Parc	Pelouse et forêt non entretenue	1,11 - 1,55	n.d	n.d

## Annexes

2011	10	Millward et al.	Canada	Parc	Pelouse et forêt entretenues	1,42 - 1,67	n.d	n.d
2012	11	Lal et Augustin*	Allemagne	Forêt	n.d	1,12	1,63	n.d
2012	11	Lal et Augustin *	Allemagne	Agriculture	n.d	1,47	1,59	n.d
2012	11	Lal et Augustin *	Allemagne	Vigne	n.d	1,5	1,52	n.d
2012	11	Lal et Augustin *	Allemagne	Parc	n.d	1,39	1,3	n.d
2012	11	Lal et Augustin *	Allemagne	Habitation	n.d	1,43	1,43	n.d
2012	11	Lal et Augustin *	Allemagne	Habitation	n.d	1,28	1,44	n.d
2012	11	Lal et Augustin *	Allemagne	Centre village	n.d	1,54	1,6	n.d
2012	11	Lal et Augustin *	Allemagne	Centre-ville	n.d	1,43	1,63	n.d
2012	11	Lal et Augustin *	Allemagne	Route	n.d	1,1	1,35	n.d
2012	11	Lal et Augustin *	Allemagne	Voie ferrée	n.d	1,24	1,57	n.d
2012	11	Lal et Augustin *	Allemagne	Camp militaire	n.d	1,56	1,65	n.d
2014	12	Edmondson et al.	Angleterre	Parc	Arbre	0,9-1,4	1,4-1,6	n.d
2014	12	Edmondson et al.	Angleterre	Parc	Pelouse	0,9-1,4	1,4-1,6	n.d
2014	12	Edmondson et al.	Angleterre	Parc	Mélange strates	0,9-1,4	1,4-1,6	n.d
2014	13	Huyler	Etats Unis	Jardin privé	Pelouse	0,94-1,78	1,47-1,57	n.d
2014	13	Huyler	Etats Unis	Jardin privé	Pelouse / Arbre	1,30-1,55	1,50-1,56	n.d
2014	14	Wei et al.	Chine	Sol scellé	Sol scellé	1,30-1,66	n.d	n.d
2015	15	Bae et Ryu	Corée	Parc	Forêt	1,0-1,3	1,1-1,6	n.d
2015	15	Bae et Ryu	Corée	Parc	Sol nu	1,35-1,45	1,4-1,6	n.d
2015	15	Bae et Ryu	Corée	Parc	Pelouse	1,1-1,4	1,15-1,4	n.d
2015	15	Bae et Ryu	Corée	Parc	Zone humide	0,9-1,1	1,0-1,1	n.d
2015	16	Yan et al.	Chine	Sol scellé	Sol scellé	1,5-1,7	1,5-2,0	n.d
2015	16	Yan et al.	Chine	Industrie	Arbre d'alignement	1,47-1,51	n.d	1,40-1,49
2015	16	Yan et al.	Chine	Public	Arbre d'alignement	1,47-1,51	n.d	1,42
2015	16	Yan et al.	Chine	Commercial	Bois urbain	1,47-1,51	n.d	1,49
2015	16	Yan et al.	Chine	Commercial	Arbre d'alignement	1,47-1,51	n.d	1,50-1,62
2015	16	Yan et al.	Chine	Voirie	Pelouse	1,47-1,51	n.d	1,49
2015	16	Yan et al.	Chine	Résidentiel	Espaces verts	1,47-1,51	n.d	1,39-1,45

## Annexes

---

2016	17	Majidzadeh	Etats Unis	Sol scellé	Sol scellé	1,44-1,51	n.d	n.d
2016	17	Majidzadeh	Etats Unis	Résidentiel	Pelouse	1,04-1,35	n.d	n.d

Modifié de Stahr et al., 2003

n.d. : non défini

## Annexes

**Annexe 16. Intervalles de masses volumiques apparentes [M<sub>v</sub>\_Min – M<sub>v</sub>\_Max] estimées pour chaque combinaison « type d'usage (Code\_Fonction) : gestion (Management) : couvert (Cover) » rencontrées dans la base de données (voir les codes dans les tableaux 3, 4, 5), à partir de la littérature. Cette estimation concerne le sol de surface (M<sub>v</sub> sol surface), le sol en profondeur (M<sub>v</sub> sol profond) et le profil (M<sub>v</sub> profil). Les masses volumiques apparentes sont exprimées en g.cm<sup>-3</sup>.**

\* Les numéros des références cités correspondent aux références (N° réf) de l'Annexe 15.

Type d'usage	Gestion	Couvert	Mv sol surface	Mv sol profond	Mv profil	Références - (sol surface) *	Références (sol profond) *
Friche/Bois	Intensif	horti	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	12
Friche/Bois	Intensif	céréales	1,3-1,5	1,7-1,8	1,2-1,8	12 ; Arrouays et al., 2001 ; Cardinael et al., 2015	
Friche/Bois	Intensif	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 16
Friche/Bois	Intensif	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	6 ; 10 ; 11 ; 13 ; 16 + données "partenaires"	2 ; 12 ; 16
Friche/Bois	Elevé	pelouse	0,9-2,1	1,1-1,9	0,9-2,1	2 ; 7 ; 10 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 16
Friche/Bois	Elevé	arbre	0,9-2,1	1,1-1,9	0,9-2,1	2 ; 6 ; 10 ; 11 ; 13 ; 16	11 ; 12 ; 13 ; 16
Friche/Bois	Faible	pelouse	1,0-1,4	1,1-1,5	1,0-1,5	16	16
Friche/Bois	Faible	arbre	1,0-1,6	1-1,6	1,0-1,6	7 ; 11 ; 16	16
Friche/Bois	Faible	mix	1,0-1,6	1-1,6	1,0-1,6	7 ; 11 ; 16	16
Friche/Bois	Très faible	pelouse	1,0-1,4	1,1-1,5	1,0-1,5	16	16
Friche/Bois	Très faible	arbre	1,0-1,6	1-1,6	1,0-1,6	7 ; 11 ; 16	16
Friche/Bois	Très faible	mix	1,0-1,6	1-1,6	1,0-1,6	7 ; 11 ; 16	16
Friche/Bois	Faible/très faible	inconnu	1-1,6	1-1,6	1-1,6	7 ; 11 ; 16	
Friche/Bois	Sol nu	sol nu	1,2-1,5	1,4-1,7	1,2-1,7	16	16
Friche/Bois	Inconnu	inconnu	0,9-2,1	1-1,9	0,9-2,1	2 ; 36 ; 7 ; 10 ; 11 ; 13 ; 16 ; données "partenaires" ; Arrouays et al., 2001 ; Cardinael et al., 2015	
Jardin Partagé	Intensif	horti	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	
Jardin Partagé	Intensif	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Jardin Partagé	Intensif	céréales	1,3-1,5	1,7-1,8	1,3-1,8	12 ; Arrouays et al., 2001 ; Cardinael et al., 2015	
Jardin Partagé	Intensif	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Sport	Intensif	pelouse	1,1-1,6	1,1-1,9	1,1-1,9	4 ; 5 ; 7	
Sport	Intensif	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Sport	Elevé	pelouse	1,1-1,6	1,1-1,9	1,1-1,9	4 ; 5 ; 7	
Sport	Elevé	arbre	0,9-2,1	1,1-1,9	0,9-2,1	2 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Sport	Faible	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Sport	Faible	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Sport	Très faible	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Sport	Sol nu	sol nu	1,2-1,5	1,4-1,7	1,2-1,7	16	16
Sport	Inconnu	pelouse	0,9-1,6	1,1-1,9	0,9-1,9	4 ; 5 ; 7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Sport	Inconnu	arbre	0,9-2,1	1,1-1,9	0,9-2,1	2 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Sport	Inconnu	inconnu	0,9-2,1	1,1-1,9	0,9-2,1	2 ; 4 ; 5 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Socio-éducatif	Intensif	horti	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	
Socio-éducatif	Intensif	pelouse	1,1-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	10	
Socio-éducatif	Intensif	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Socio-éducatif	Intensif	arbre d'alig.	1,3-1,5	1,3-1,6	1,3-1,6	6 ; 17	

## Annexes

Socio-éducatif	Intensif	mix	1,0-1,5	1,1-1,9	1,1-1,9	7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Socio-éducatif	Elevé	pelouse	1,1-1,4	1,4-1,6	1,1-1,8	10	
Socio-éducatif	Elevé	arbre	1,1-1,4	1,1-1,9	0,9-2,1	10	
Socio-éducatif	Elevé	mix	1,1-1,4	1,1-1,9	0,9-2,1	10	
Socio-éducatif	Faible	pelouse	1,1-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	10	
Socio-éducatif	Très faible	mix	1,1-1,4	1,4-1,6	1,2-1,6	10	
Socio-éducatif	Inconnu	inconnu	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	3 ; 7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Scellés	Sol scellé	sol scellé	1,3-2	1,5-2,0	1,3-2	1 ; 8 ; 15 ; 17 ; 18	1 ; 17
Toit/mur végétalisé	Intensif → Très faible	tous	1,1-12			9	
Cimetière	Intensif	horti	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	
Cimetière	Intensif	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Cimetière	Intensif	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Cimetière	Intensif	inconnu	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	3 ; 7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Cimetière	Elevé	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Cimetière	Elevé	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Cimetière	Faible	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Cimetière	Faible	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Cimetière	Très faible	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Cimetière	Très faible	arbre	0,9-1,6	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Décharge/Mine	Très faible	inconnu	0,9-1,6	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Décharge/Mine	Inconnu	inconnu	0,9-2,1	1-1,9	0,9-2,1	toutes les références	
Centre Horticole	Intensif	horti	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	
Centre Horticole	Intensif	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Centre Horticole	Intensif	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Centre Horticole	Intensif	mix	1,0-1,5	1,1-1,9	0,9-1,9	6 ; 7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Centre Horticole	Elevé	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Centre Horticole	Elevé	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Centre Horticole	Faible	mix	1,0-1,6	1-1,6	1,0-1,6	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Centre Horticole	Très faible	mix	0,9-1,6	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Habitation	Intensif	horti	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	
Habitation	Intensif	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17	
Habitation	Intensif	mix	1,2-1,8	1,4-1,6	1,2-1,8	6 ; 7 ; 10 ; 12 ; 14 ; 17	
Habitation	Intensif	arbre d'alig.	1,3-1,5	1,3-1,6	1,3-1,6	6 ; 17	
Habitation	Elevé	pelouse	1,1-1,8	1,4-1,6	1,1-1,8	7 ; 10 ; 12 ; 14 ; 17 ; 18	12 ; 14
Habitation	Elevé	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	6 ; 10 ; 12 ; 14 ; 17	
Habitation	Elevé	mix	1,2-1,8	1,4-1,6	1,2-1,8	7 ; 10 ; 12 ; 14 ; 17 ; 18	12 ; 14
Habitation	Elevé	Inconnu	0,9-1,8	1,1-1,8	0,9-1,8	3 ; 6 ; 7 ; 10 ; 12 ; 14 ; 17 ; 18	
Habitation	Faible	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 12 ; 16	
Habitation	Très faible	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 12 ; 16	
Habitation	Très faible	mix	1,2-1,4	1,4-1,6	1,2-1,6	10 ; 12	12 ; 14
Habitation	Inconnu	inconnu	0,9-1,8	1,1-1,9	0,9-1,9	3 ; 6 ; 7 ; 10 ; 12 ; 14 ; 17 ; 18	

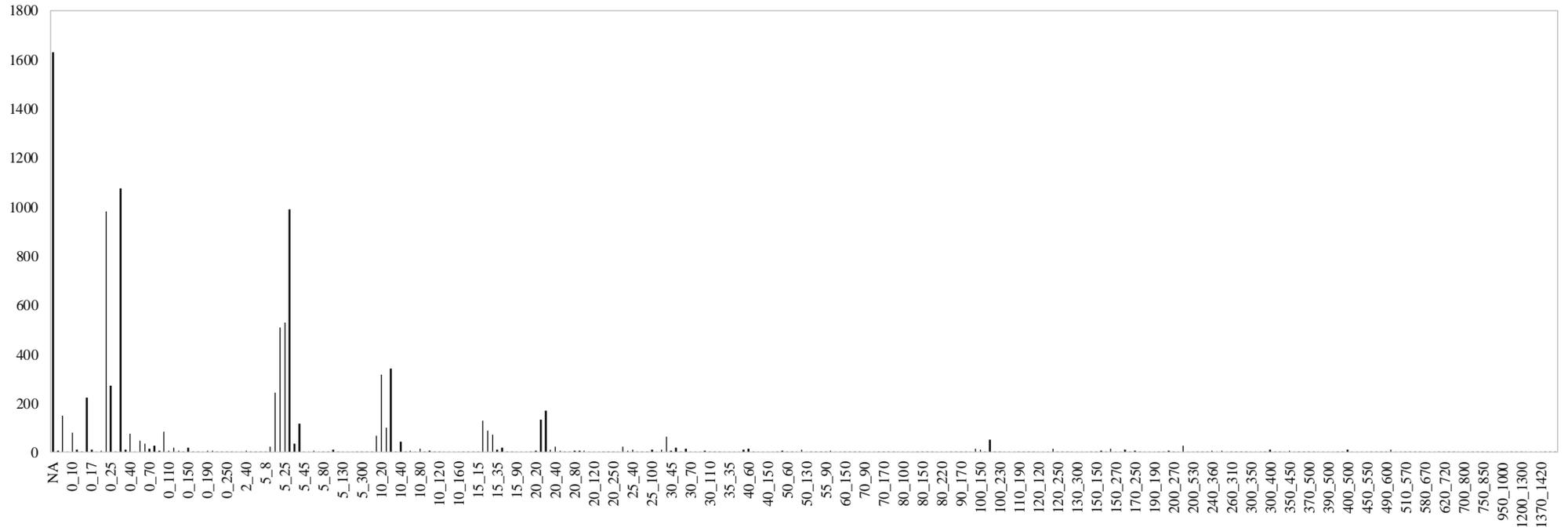
## Annexes

Commerce/Industrie	Intensif	horti	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	
Commerce/Industrie	Intensif	pelouse	1,0-1,3	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10	
Commerce/Industrie	Intensif	arbre d'alig.	1,3-1,5	1,3-1,6	1,3-1,6	6 ; 17	
Commerce/Industrie	Intensif	Inconnu	0,9-1,5	1,1-1,9	0,9-1,9	3 ; 6 ; 7 ; 10 ; 17	
Commerce/Industrie	Elevé	pelouse	1,0-1,3	1,2-1,6	1,2-1,6	7 ; 10	
Commerce/Industrie	Elevé	mix	1,0-1,3	1,2-1,6	1,2-1,6	7 ; 10	
Commerce/Industrie	Faible	mix	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	7 ; 10 ; 17	
Commerce/Industrie	Très faible	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Commerce/Industrie	Inconnu	Inconnu	0,9-1,5	1,1-1,9	0,9-1,9	3 ; 6 ; 7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17	
Parcs	Intensif	horti	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	12 ; 13
Parcs	Intensif	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 13 ; 16
Parcs	Intensif	mix	1,0-1,5	1,1-1,9	1,1-1,9	6 ; 7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 13 ; 16
Parcs	Intensif	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Parcs	Intensif	arbre d'alig.	1,3-1,5	1,3-1,6	1,3-1,6	6 ; 17	
Parcs	Elevé	horti	0,9-1,5	1,2-1,6	0,9-1,6	3 ; 12	
Parcs	Elevé	pelouse	0,9-2,1	1,1-1,9	0,9-2,1	2 ; 7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 13 ; 16
Parcs	Elevé	arbre	0,9-2,1	1,1-1,9	0,9-2,1	2 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Parcs	Elevé	mix	0,9-2,1	1,1-1,9	0,9-2,1	2 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 13 ; 16
Parcs	Faible	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 13 ; 16
Parcs	Faible	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 13 ; 16
Parcs	Faible	mix	0,9-1,6	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Parcs	Faible	Inconnu	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	2 ; 7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Parcs	Très faible	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 13 ; 16
Parcs	Très faible	mix	0,9-1,6	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 13 ; 16
Parcs	Inconnu	Inconnu	0,9-2,1	1,1-1,9	0,9-2,1	2 ; 3 ; 7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Public	Intensif	horti	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	
Public	Intensif	pelouse	1,2-1,4	1,2-1,6	1,2-1,6	7 ; 12	
Public	Intensif	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
Public	Intensif	arbre d'alig.	1,3-1,5	1,3-1,6	1,3-1,6	6 ; 17	
Public	Intensif	mix	1,0-1,5	1,1-1,9	1,1-1,9	7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Public	Elevé	pelouse	1,2-1,4	1,2-1,6	1,2-1,6	7 ; 12	
Public	Elevé	mix	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	10 ; 12 ; 17	
Public	Elevé	arbre	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	10 ; 12 ; 17	
Public	Faible	pelouse	1,2-1,4	1,2-1,6	1,2-1,6	7 ; 12	
Public	Très faible	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Public	Très faible	mix	0,9-1,6	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	
Public	Inconnu	pelouse	0,9-1,4	1,1-1,9	0,9-1,9	7 ; 10 ; 12 ; 13 ; 16	
Public	Inconnu	mix	0,9-1,6	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17	
Public	Inconnu	arbre	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	

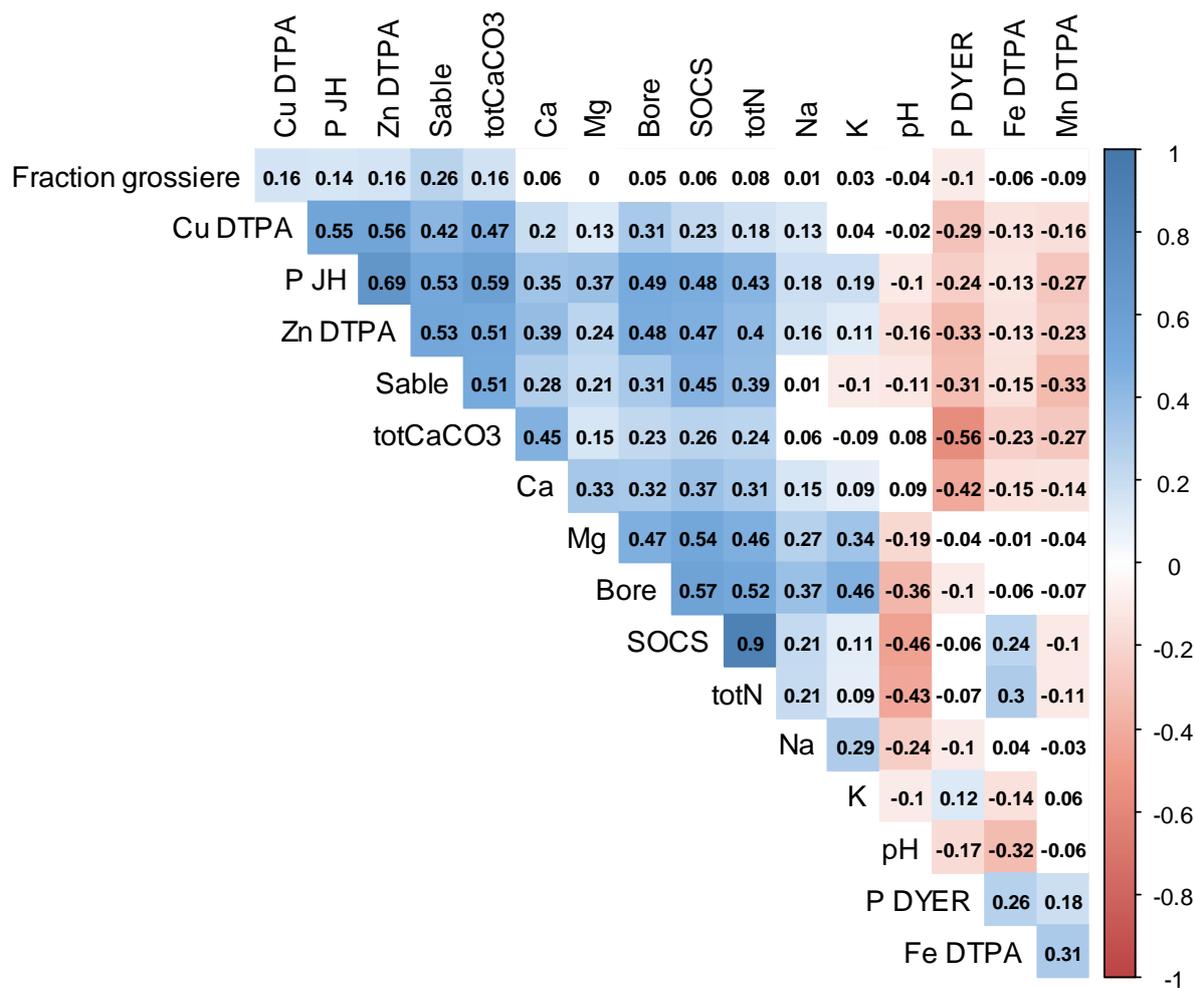
## Annexes

<b>Public</b>	<b>Inconnu</b>	<b>inconnu</b>	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	6 ; 7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
<b>Voirie</b>	<b>Intensif</b>	<b>horti</b>	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	12
<b>Voirie</b>	<b>Intensif</b>	<b>pelouse</b>	1,2-1,4	1,1-1,9	1,1-1,9	7 ; 12	
<b>Voirie</b>	<b>Intensif</b>	<b>arbre</b>	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	2 ; 12 ; 16
<b>Voirie</b>	<b>Intensif</b>	<b>arbre d'alig.</b>	1,3-1,5	1,3-1,6	1,3-1,6	6 ; 17	
<b>Voirie</b>	<b>Intensif</b>	<b>mix</b>	1,0-1,5	1,1-1,9	1,1-1,9	7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16	2 ; 12 ; 13 ; 16
<b>Voirie</b>	<b>Intensif</b>	<b>inconnu</b>	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	3 ; 6 ; 7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
<b>Voirie</b>	<b>Elevé</b>	<b>horti</b>	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	12
<b>Voirie</b>	<b>Elevé</b>	<b>pelouse</b>	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	10 ; 12 ; 17	12
<b>Voirie</b>	<b>Elevé</b>	<b>arbre</b>	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	10 ; 12 ; 17	
<b>Voirie</b>	<b>Elevé</b>	<b>mix</b>	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	10 ; 12 ; 17	12
<b>Voirie</b>	<b>Faible</b>	<b>horti</b>	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	12
<b>Voirie</b>	<b>Faible</b>	<b>pelouse</b>	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	10 ; 12 ; 17	12
<b>Voirie</b>	<b>Faible</b>	<b>mix</b>	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	10 ; 12 ; 17	
<b>Voirie</b>	<b>Très faible</b>	<b>pelouse</b>	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	10 ; 12 ; 17	12
<b>Voirie</b>	<b>Très faible</b>	<b>mix</b>	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	10 ; 12 ; 17	12
<b>Voirie</b>	<b>Très faible</b>	<b>arbre</b>	1,0-1,6	1,3-1,6	1,0-1,6	10 ; 12 ; 17	
<b>Voirie</b>	<b>Sol nu</b>	<b>sol nu</b>	1,2-1,5	1,4-1,7	1,2-1,7	16	16
<b>Voirie</b>	<b>Inconnu</b>	<b>horti</b>	0,9-1,5	1,4-1,5	0,9-1,5	3 ; 12	
<b>Voirie</b>	<b>Inconnu</b>	<b>arbre</b>	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17	
<b>Voirie</b>	<b>Inconnu</b>	<b>inconnu</b>	0,9-1,7	1,1-1,9	0,9-1,9	3 ; 7 ; 10 ; 11 ; 12 ; 13 ; 16 ; 17 + données "partenaires"	
<b>Inconnu</b>	<b>Inconnu</b>	<b>inconnu</b>	0,9-2,1	1,1-1,9	0,9-1,9	toutes les références	

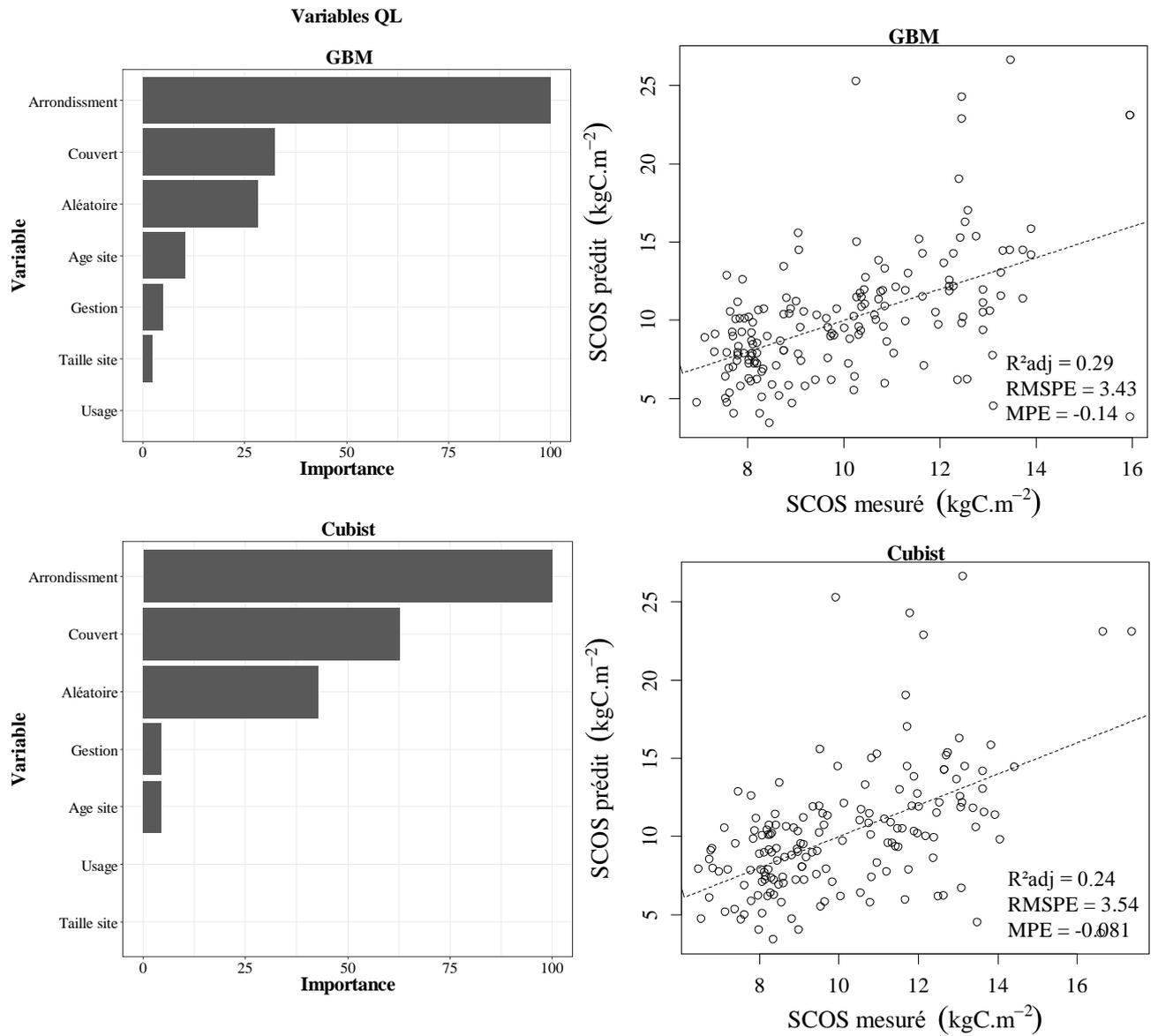
## Annexes



**Annexe 17. Effectif des échantillons prélevés pour chaque couche de sol, exprimée en cm. Pour une meilleure lisibilité, l'échelle des ordonnées a été convertie en échelle logarithmique de base 10.**



Annexe 18. Corrélations entre les covariables deux à deux, présentes dans la base de données de Paris intra-muros et sélectionnées pour l'étude de leur importance pour la prédiction du stock (jeu de données nettoyé : 810 échantillons moins 11 échantillons aberrants supprimés).

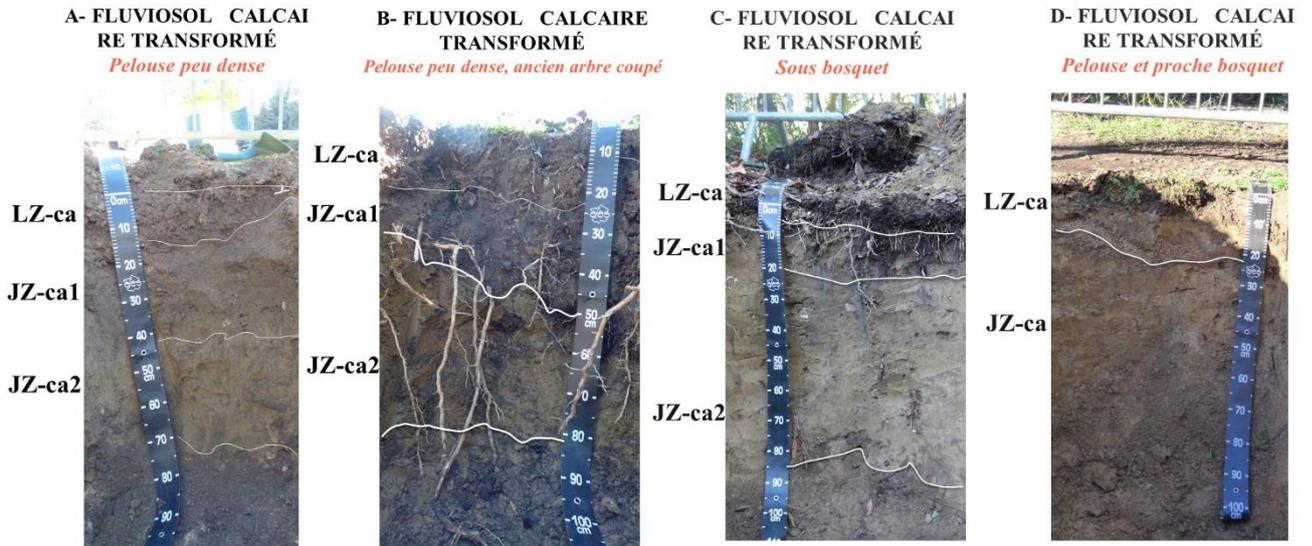


**Annexe 19. Les modèles GBM et Cubist testés sur le jeu de données nettoyé (810 échantillons moins 11 échantillons aux valeurs aberrantes pour au moins une variable), de la base de données de la ville de Paris : seules les variables qualitatives sont étudiées ici.**

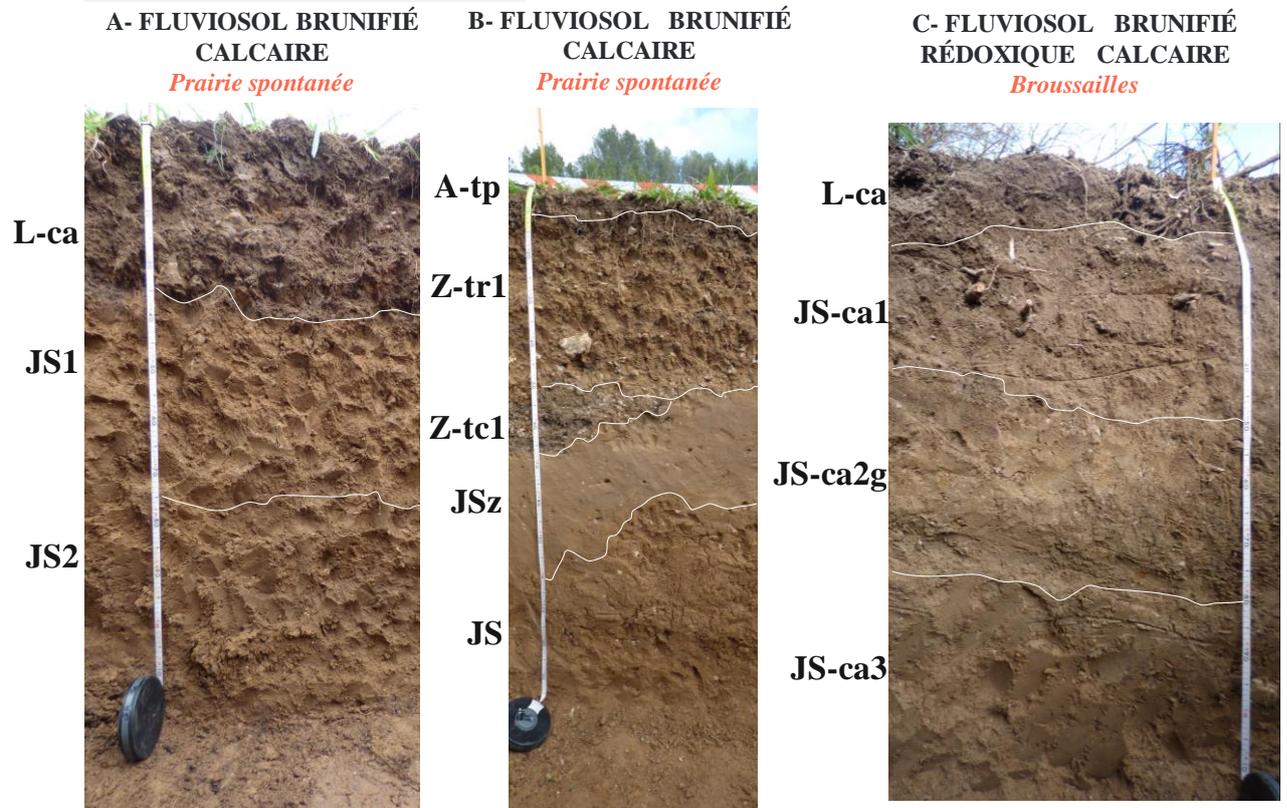
Annexes du CHAPITRE 3

Annexes de la partie « 3.1. Méthodes d'échantillonnage et d'analyses à l'échelle du profil de sol dans différentes villes et différents types d'usage. »

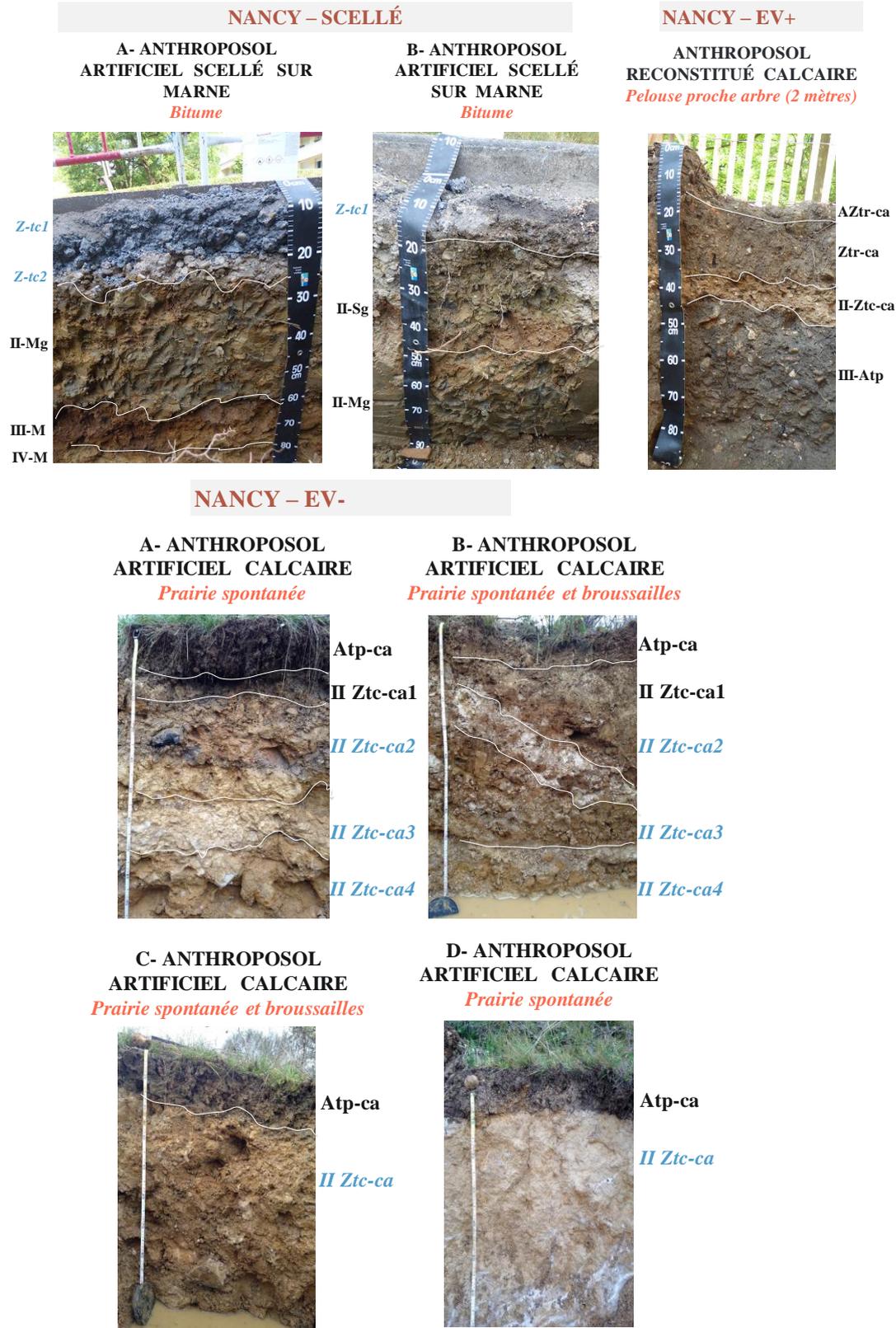
MARSEILLE – EV+



MARSEILLE – EV-



Annexe 20. Profils de sols étudiés dans le parc Borély (EV+) et dans une friche aménagée du quartier de Sainte-Marthe (EV-), Marseille. Les noms des profils sont donnés par le nom du site suivi des lettres A, B, C, D, écrites avant la classe de sol (respectivement de gauche à droite).



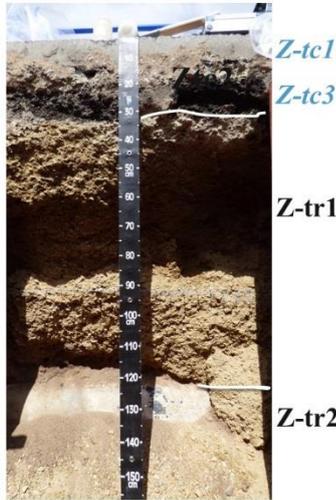
**Annexe 21. Profils de sols étudiés sous un trottoir (Scellé), dans le parc de la Pépinière (EV+) et dans une ancienne friche industrielle (EV-), dans le Grand Nancy.** Les horizons dont le nom est écrit en italique (couleur bleue) n'ont pas été échantillonnés (soit trop caillouteux, soit il s'agit de l'enrobé des sols scellés). Les noms des profils sont donnés par le nom du site suivi des lettres écrites avant la classe de sol (lorsqu'il n'y a pas de lettre, c'est qu'un seul profil a été étudié pour le site).

**NANTES – SCELLÉ**

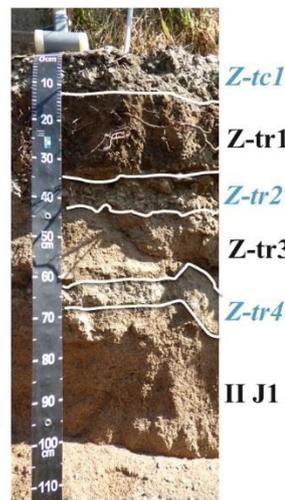
**A- ANTHROPOSOL  
ARTIFICIEL CALCAIRE  
SCELLÉ – Bitume**



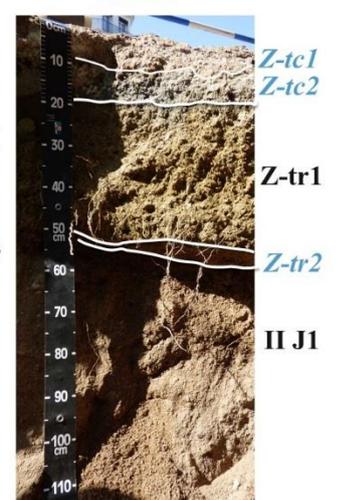
**B- ANTHROPOSOL  
ARTIFICIEL SCELLÉ  
Bitume**



**C- ANTHROPOSOL  
ARTIFICIEL SCELLÉ  
Bitume**

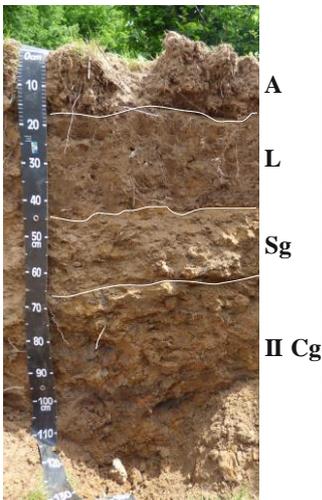


**D- ANTHROPOSOL  
ARTIFICIEL SCELLÉ  
Bitume**

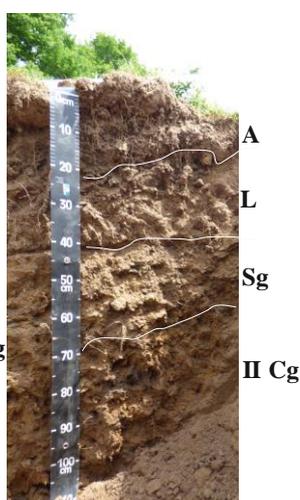


**NANTES – EV+**

**A- BRUNISOL REDOXISOL  
BILITHIQUE  
Pelouse**

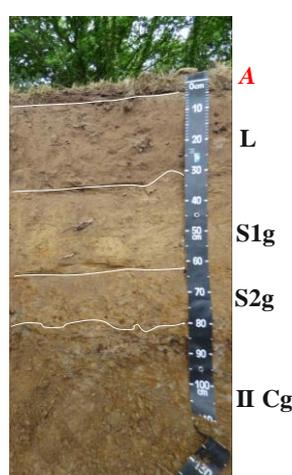


**B- BRUNISOL REDOXISOL  
OL BILITHIQUE  
Pelouse**

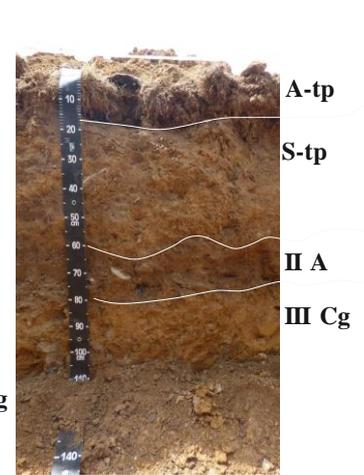


**NANTES – EV-**

**A- BRUNISOL REDOXISOL  
BILITHIQUE  
Prairie spontanée proche arbre (3m.)**



**B- ANTHROPOSOL  
RECONSTITUE  
Prairie spontanée**

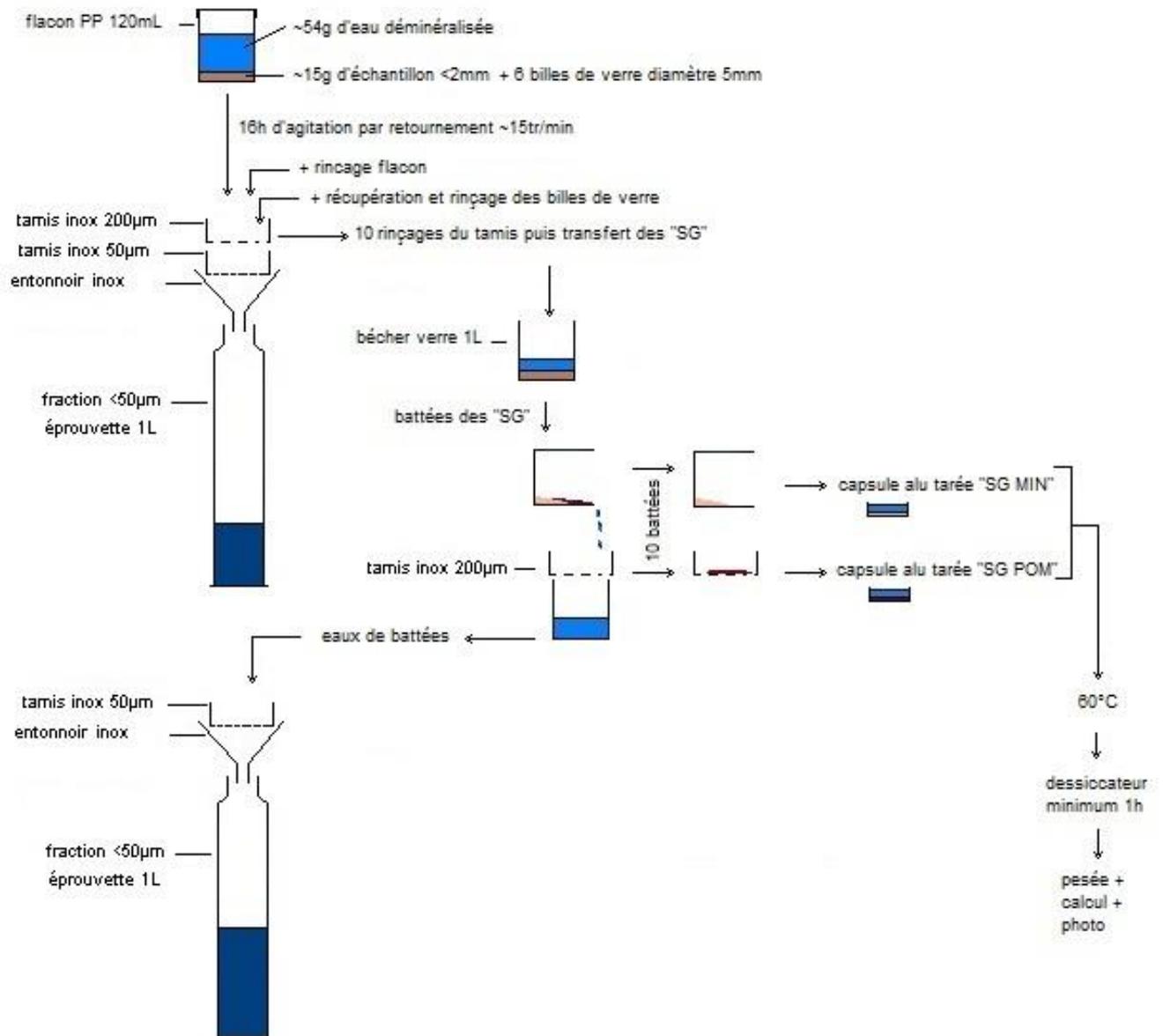


**Annexe 22. Profils de sols étudiés sous un parking et trottoir (Scellé), dans la partie entretenue (EV+) et dans la partie non entretenue (EV-) du Cimetière Parc, à Nantes.** Les horizons dont le nom est écrit en italique et en bleu n'ont pas été échantillonnés car ils étaient trop riches en éléments grossiers minéraux (ou ils constituaient l'enrobé des sols scellés). En rouge, l'horizon était trop fin pour avoir pu être échantillonné. Les noms des profils sont donnés par le nom du site suivi des lettres A, B, C, D, écrites avant la classe de sol (respectivement de gauche à droite).

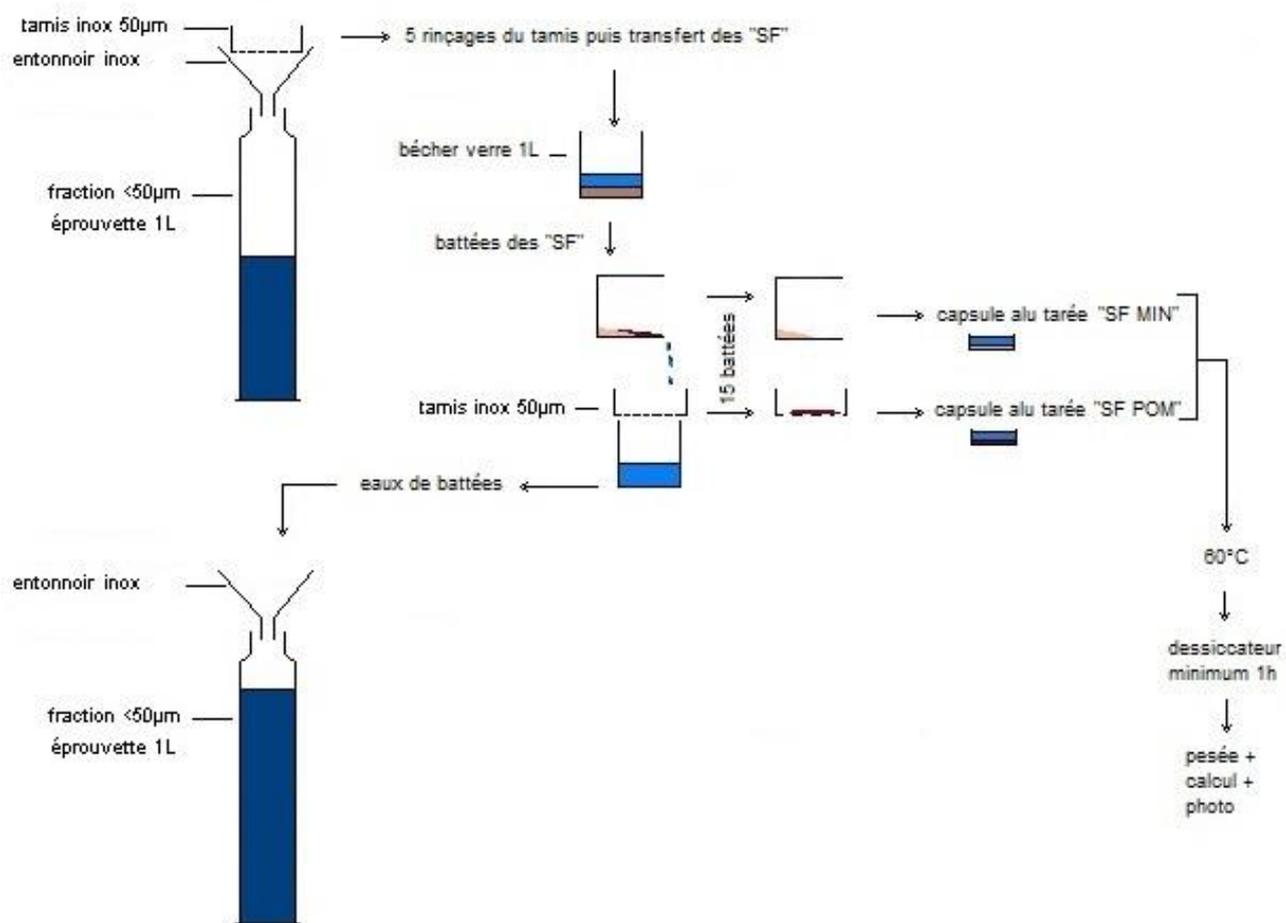
**Annexe 23. Description des analyses des propriétés chimiques, physiques et du carbone organique par échantillon.**

Après un broyage à 0,25  $\mu\text{m}$  (AFNOR, 2006), la teneur en eau résiduelle a été déterminée par la méthode gravimétrique (différence de masse de l'échantillon avant et après un séchage à 105°C jusqu'à obtention d'une masse constante ; AFNOR, 1994). La granulométrie 5 fractions ( $\text{g.kg}^{-1}$ ) a été déterminée sur les échantillons tamisés et séchés à l'air (AFNOR, 2003) et a permis de déterminer les teneurs en sables grossiers (200 à 2000  $\mu\text{m}$ ) sables fins (50 à 200  $\mu\text{m}$ ), limons grossiers (20 à 50  $\mu\text{m}$ ), limons fins (2 à 20  $\mu\text{m}$ ), et argiles (<2  $\mu\text{m}$ ), après destruction de la MOS au peroxyde d'hydrogène et décarbonatation des échantillons.

Le pH de l'eau a ensuite été mesuré à l'aide d'une électrode en verre dans une suspension de sol dilué à 1:5 (fraction volumique) dans de l'eau (AFNOR, 2005). Le tot $\text{CaCO}_3$  a été déterminé par la calcimétrie de Bernard ; dans le cas d'échantillons calcaires, le calcaire actif ( $\text{g.kg}^{-1}$ ) a été déterminé en suivant la norme NF X 31-106 (AFNOR, 2002b). Le phosphore assimilable ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) a été mesuré par la méthode Olsen (noté  $\text{P}_{\text{Olsen}}$ ,  $\text{g P}_2\text{O}_5.\text{kg}^{-1}$  ; AFNOR, 1995c). La capacité d'échange cationique (CEC,  $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ ) ainsi que les éléments échangeables (Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Al ; ici en  $\text{cmol}^+.\text{kg}^{-1}$ ) ont été déterminés dans le sol à l'aide d'une solution de trichlorure de cobaltihexammine utilisée comme réactif d'extraction (AFNOR, 2011b). Les éléments traces métalliques (ETM) ont été déterminés après mise en solution totale par attaque à l'acide fluorhydrique (AFNOR, 1996). Parmi eux, les concentrations totales en chrome, cuivre, nickel, zinc, cobalt (respectivement totCr, totCu, totNi, totZn, totCo ;  $\text{mg.kg}^{-1}$ ) ont été déterminées par dosage dans des extraits de sol par spectrométrie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence (ICP-AES ; AFNOR, 2009). Concernant les concentrations des autres ETM, *i.e.* plomb, cadmium, thallium et molybdène (respectivement totPb, totCd, totTl, totMo ;  $\text{mg.kg}^{-1}$ ) : après mise en solution par l'acide fluorhydrique, elles ont été déterminées selon la norme NF EN ISO 17294-2 (AFNOR, 2016), en utilisant de la spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif (ICP-MS). Enfin, la conductivité électrique totale (CE ;  $\text{mS.cm}^{-1}$ ) a été mesurée à 25°C après extraction à l'eau, dilué au 1/5 (m/v), selon une méthode interne de l'INRA.

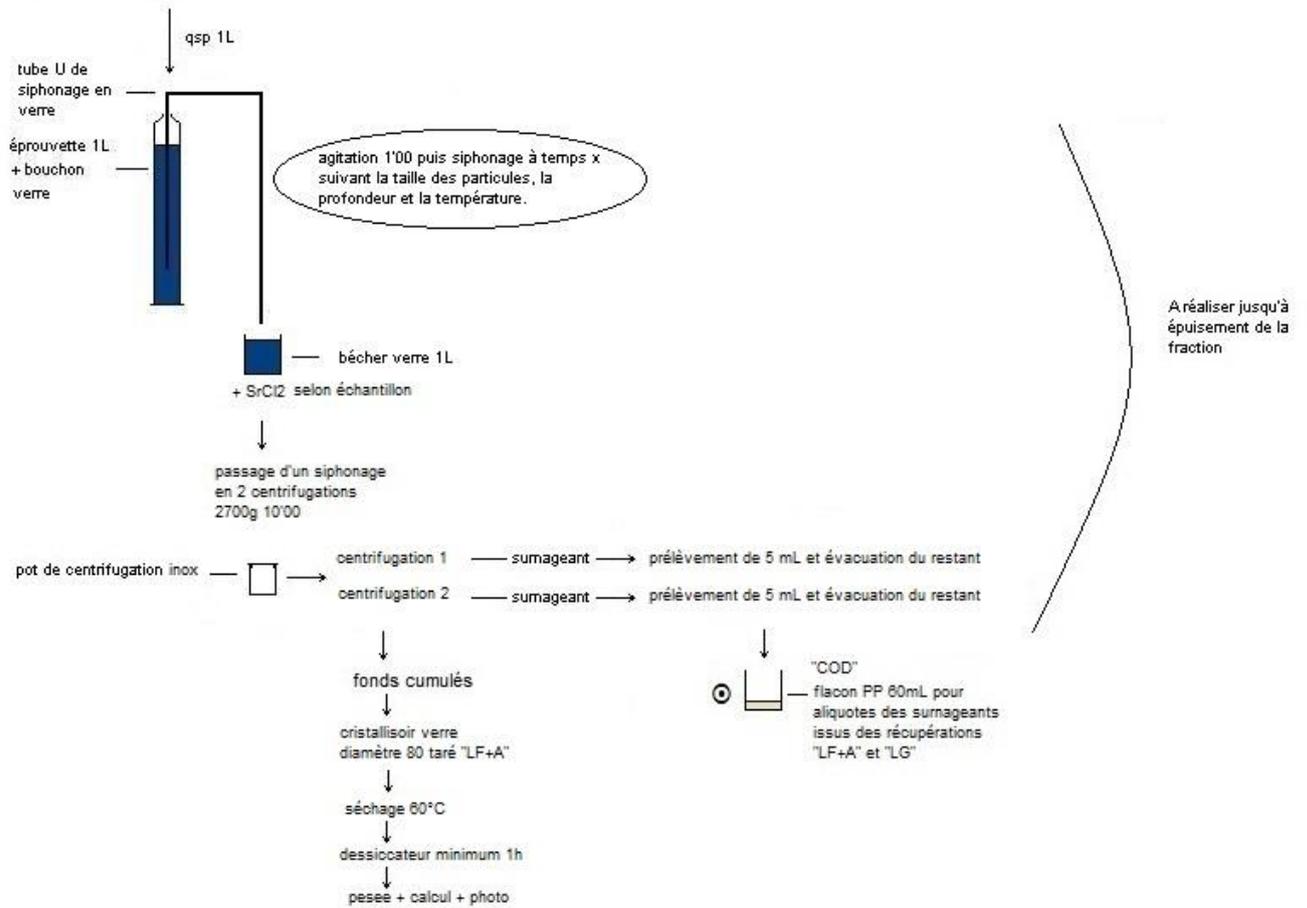


**Annexe 24. Méthode de fractionnement granulométrique (première partie) : séparation des fractions M 200-2000 µm et MOP 200-2000 µm (SG Min et SG POM, respectivement).** Schéma réalisé par Adeline Bouchard.

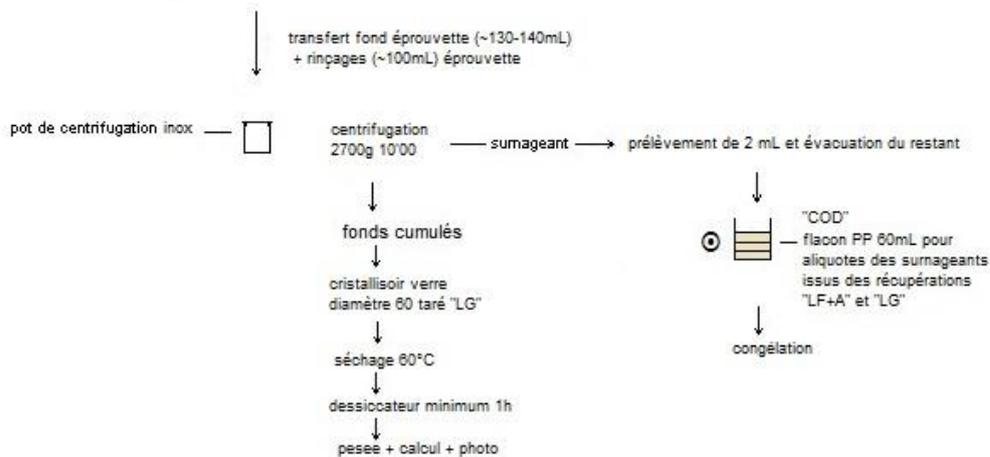


Annexe 25. Méthode de fractionnement granulométrique (deuxième partie) : séparation des fractions M 50-200  $\mu\text{m}$  et MOP 50-200  $\mu\text{m}$  (SF Min et SF POM, respectivement). Schéma réalisé par Adeline Bouchard.

**récupération fraction 0-20µm "LF+A"**



**récupération fraction 20-50µm "LG"**



**Annexe 26. Méthode de fractionnement granulométrique (troisième partie) : séparation des fractions 20-50 µm (LG), 0-20 µm (LF+A) et COD. Schéma réalisé par Adeline Bouchard**

### **Annexe 27. Principe d'extraction, purification et quantification de l'ADN microbien, réalisées lors de nos travaux**

Un gramme de sol sec a été pesé puis transvasé dans un tube Falcon de 15 ml contenant 2,5 g de billes en céramique (1,4 mm de diamètre), 2 g de billes en silice (diamètre = 0,1 mm) et quatre billes de verre (diamètre = 4 mm). Chaque sol a été ensuite mis en solution avec 100 mM de Tris-HCL (pH = 8), 100 mM de NaCl, 2 % (m/v) de polyvinylpyrrolidone (40 g.mol<sup>-1</sup>) et 2 % (m/v) de dodécylsulfate de sodium (SDS). Puis, les tubes ont été agités pendant 3 x 30 secondes à 4 m.s<sup>-1</sup> dans un agitateur FastPrep -24 (MP-Biomedicals, NY, USA), avant de les passer au vortex puis de les mettre en incubation au bain-marie à 70°C pendant 30 min (entrecoupé par un passage au vortex au bout de 15 min). Une centrifugation a permis de séparer l'ADN des différents contaminants et débris se trouvant dans le sol. Après récupération des lysats (surnageants) à la pipette, ceux-ci ont été homogénéisés et mélangés avec 1/10 de leur volume d'acétate de potassium (3 M pH 5,5) puis centrifugés à froid pour permettre la précipitation des protéines (14 000 g pendant 5 min à 4°C). Ainsi, les acides nucléiques contenus dans le surnageant ont été récupérés, puis précipités par ajout d'isopropanol à -20°C et enfin incubés à -20°C pendant 30 min, pour précipiter l'ADN. Celui-ci a été récupéré après centrifugation (30 min à 13 000 rpm à 4°C), puis lavé à l'éthanol 70° à -20°C (centrifugation puis évaporation). L'ADN (ADN sale car n'a pas été purifié) a été ensuite mis en solution dans de l'eau pure.

Les concentrations en ADN sale ainsi extraits ont alors été quantifiées par migration électrophorétique sur gel agarose 1 %, et coloré au B.E.T. La fluorescence observée, proportionnelle à la quantité d'ADN, a été comparée à celle d'une gamme d'ADN de thymus de veau (la quantification est permise grâce au logiciel ImageQuantTL). Il est ainsi possible de connaître la biomasse moléculaire (ng ADN.g<sup>-1</sup> sol) de chaque échantillon, et de prédire la teneur en carbone de la biomasse microbienne (Marstorp et al., 2000). Lorsque la biomasse des échantillons n'a pas pu être quantifiée car sous le seuil de détection, 1/5 de la valeur de détection lui a été attribuée par défaut (soit 0,5 µg ADN.mg sol).

Pour quantifier l'abondance des bactéries et champignons dans chaque échantillon, une étape de purification est nécessaire : celle-ci a été réalisée en utilisant le kit NucleoSpin® Soil (Macherey-Nagel). Puis, une « Polymerase Chain Reaction » quantitative (qPCR) a été réalisée sur leurs gènes taxonomiques (respectivement 16S et 18S). Cette technique permet de dénombrer le nombre de copies d'ADN ribosomal 16S de bactéries et 18S de champignons au

sein d'un échantillon d'ADN de sol, en utilisant un système de PCR en temps réel StepOne® (Applied Biosystems, Courtaboeuf, France) avec un système de détection SYBRGreen®. Finalement, le nombre de copies de gènes obtenu par ng d'ADN, multiplié par la biomasse moléculaire (ngADN.g<sup>-1</sup> sol), permet d'obtenir le nombre de gènes 16S et 18S par g de sol (densités bactérienne et fongique, respectivement).

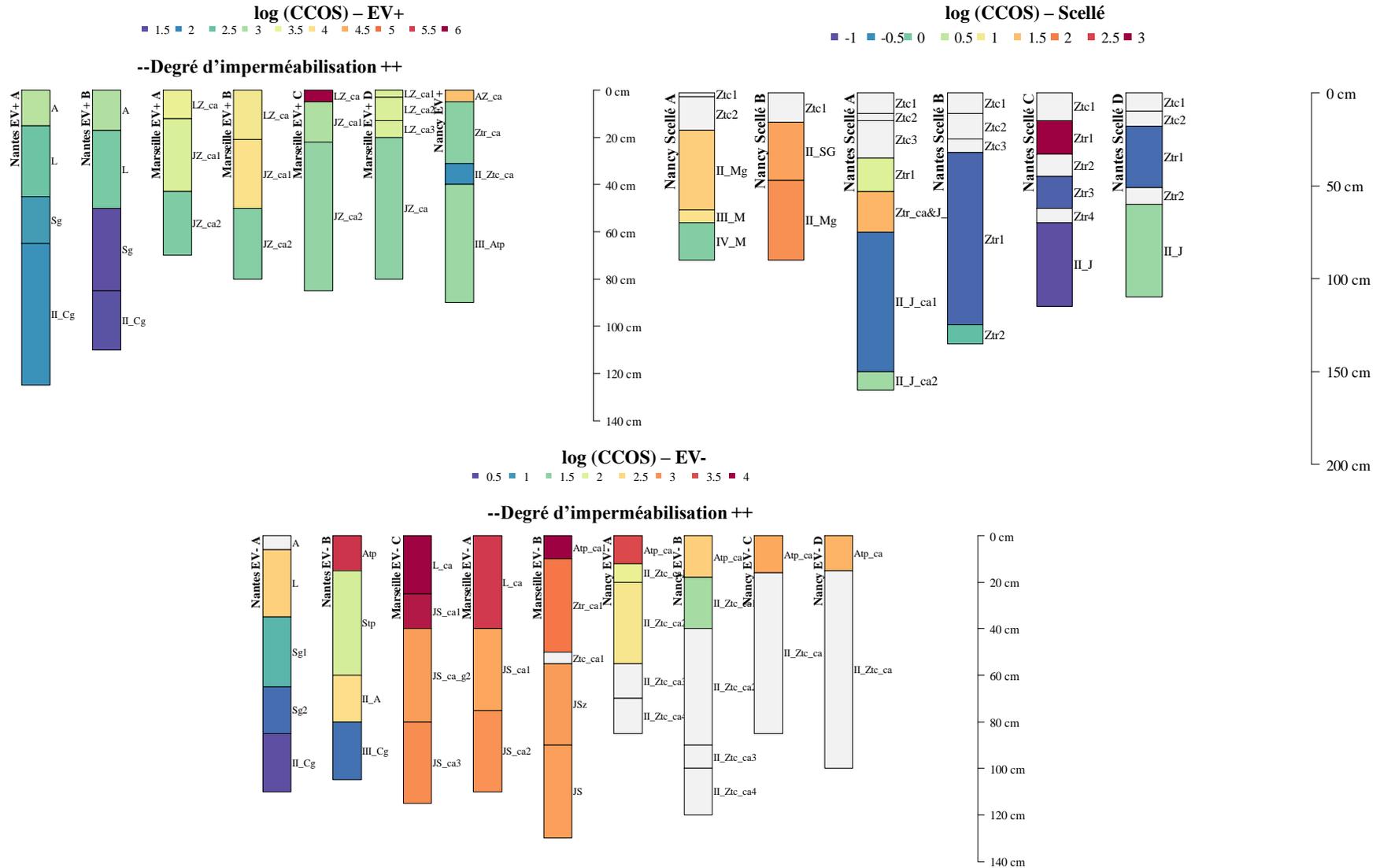
Pour déterminer les diversités microbienne et fongique, un fragment de gène codant pour l'ARNr 16S avec une variabilité de séquence et une taille appropriées (environ 450 bases), a été amplifié en utilisant les amorces F479 (5'-CAGCMGCYGCNGTAANAC-3') et R888 (5'-CCGYCAATTCMTTTRAGT-3'). Pour chaque échantillon, 5 ng d'ADN ont été mélangés à 25 µl de solution PCR, qui est ensuite réalisée dans les conditions suivantes : 94°C pendant 2 min, puis 35 cycles du programme de températures suivant : 30 s à 94°C, 52°C pendant 30 s et 72°C pendant 1 min, puis une dernière élongation de 7 min à 72°C. Les produits de PCR ont été purifiés en utilisant des billes magnétiques (Beckman Coulter) et quantifiés en utilisant le kit de coloration quantifiFluor (Promega, Paris, France). Deuxièmement, un fragment de gène de l'ARNr 18S d'environ 350 bases a été amplifié en utilisant les amorces FR1 (5'-ANCCATTCAATCGGTANT-3') et FF390 (5'-CGATAACGAACGAGACCT-3'; Prevost-Boure et al., 2011) dans les conditions de PCR suivantes : 94°C pendant 3 min, 35 cycles de 1 min. à 94°C, 52°C pendant 1 min et 72°C pendant 1 minute, suivis d'une élongation finale pendant 5 minutes à 72°C.

Une fois, les gènes codant pour les deux types de ribosomes (16S et 18S) amplifiés, une deuxième PCR de neuf cycles a été réalisée afin de fixer des identifiants multiplex de 10 paires de bases, ajoutés aux amorces initiales en position 5', afin d'identifier spécifiquement chaque échantillon et éviter les biais de PCR. Finalement, les produits de PCR ainsi étiquetés ont été regroupés, purifiés par un kit de purification MinElute PCR purification kit (Qiagen, Courtaboeuf, France) et quantifiés, comme décrit précédemment. Les gènes codant pour l'ARNr 16S et 18S ont été amplifiés et séquencés en utilisant le séquençage MiSeq Illumina effectué par GENOSCREEN (Lille, France).

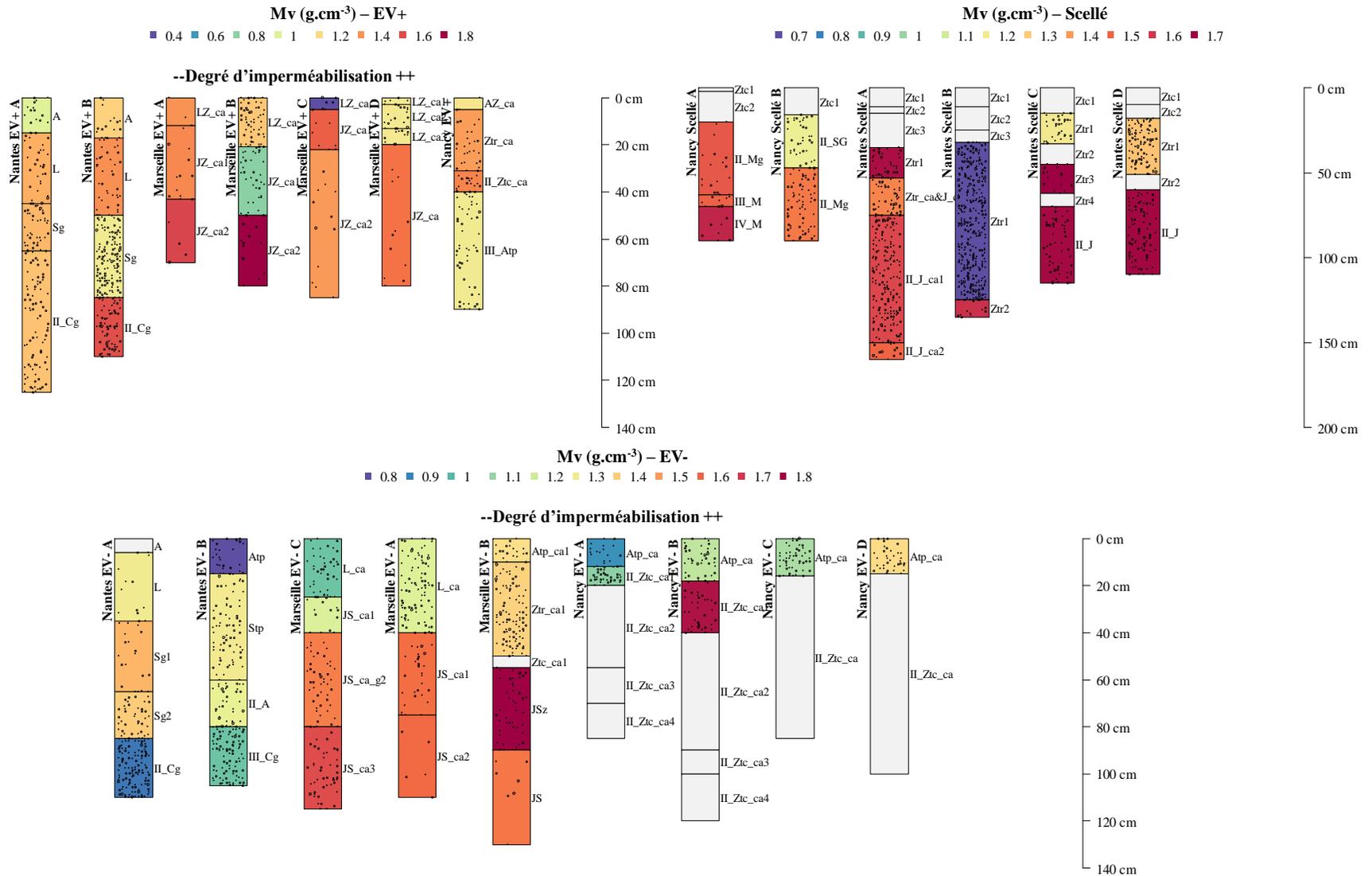
**Annexe 28. Paramètres bioinformatiques et bases de données utilisées pour l'analyse des séquences de gènes obtenues par échantillon par (MiSeq Illumina)**

Etape	Paramètre	Gène ADNr Ciblé	
		16S	18S
<b>Prétraitement</b>	Longueur seuil	350	300
	Nombre d'ambiguïtés tolérées	0	0
	Nombre de différences tolérées dans la séquence d'amorce	Complète et parfaite	Complète et parfaite
<b>Regroupement</b>	Niveau de similarité choisi (%)	95	95
	Ignorer les différences de longueur des homopolymères	Oui	Oui
<b>Filtre</b>	Seuil de similarité de regroupement choisi	95	95
	Base de données taxonomique utilisée	Silva	Silva
	Niveau taxonomique choisi	Phylum	Phylum
	Seuil de similarité ou de confiance (%)	90	90
<b>Homogénéisation</b>	Lectures de haute qualité conservées pour chaque échantillon	10 000	10 000
<b>Taxonomie</b>	Base de données taxonomique utilisée	Silva	Silva
	Seuil de similarité ou de confiance (%)	80	80
<b>Analyses</b>	Niveau de similarité choisi (%)	95	95

**Annexes de la partie « 3.2. Stock de carbone organique à l'échelle du profil de sol, déterminé de manière conventionnelle »**



Annexe 29. Valeurs logarithmiques des teneurs en carbone organique par horizon, pour chaque profil de sol. Les échelles sont différentes pour les trois catégories de sols (EV+, EV- et Scellé). Les EV+ et EV- ont été classés par degré d'imperméabilisation croissant.

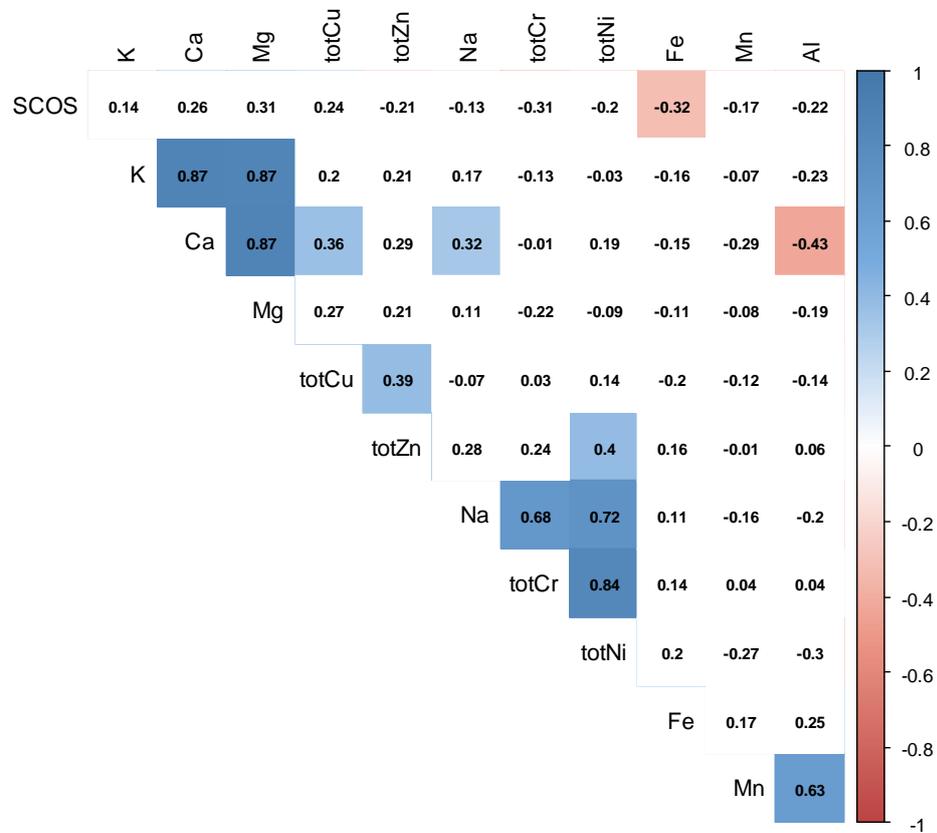
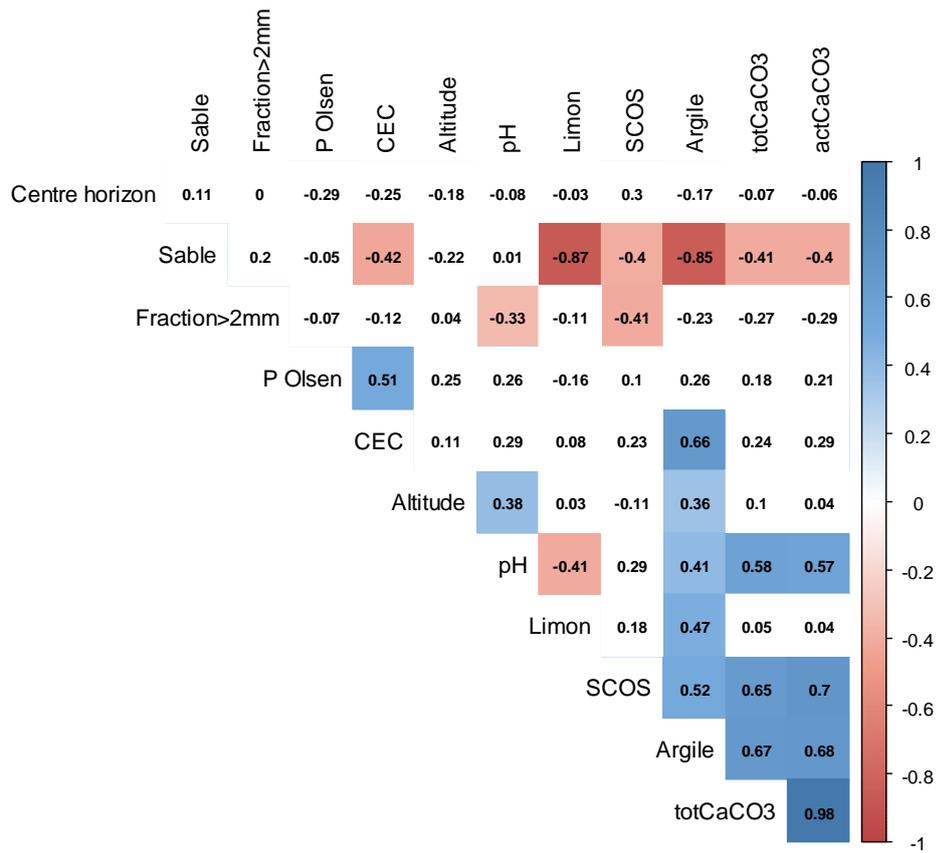


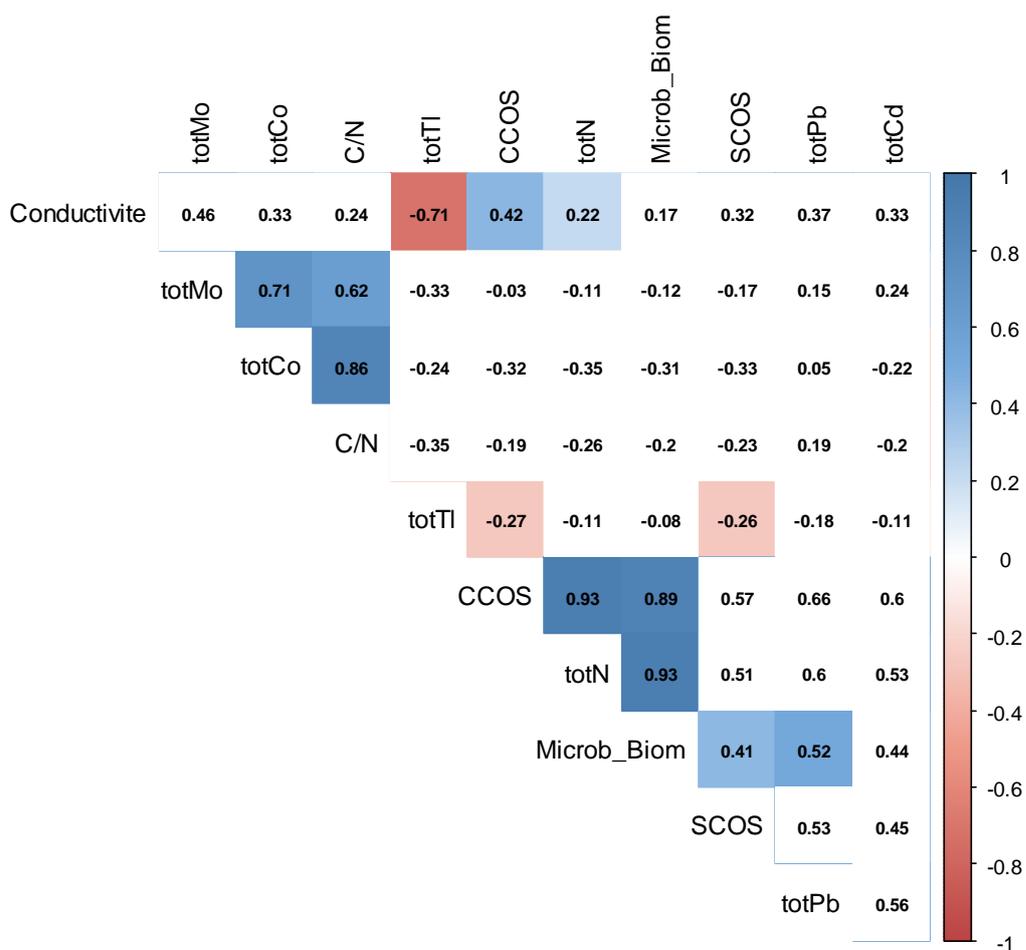
**Annexe 30 Masse volumique apparente (M<sub>v</sub>) par horizon, pour chaque profil de sol. Les échelles sont différentes pour les trois catégories de sols (EV+, EV- et Scellé). Les points noirs représentent la teneur volumique en éléments grossiers (δ<sub>>2mm</sub> v/v)**

**Annexe 31. Description des propriétés chimiques et granulométriques des sites d'étude à 0-30 cm et 30-100 cm de profondeur. La mention  $\delta_{>2\text{mm}}$  v/v correspond à la teneur volumique en éléments grossiers ; totCaCO<sub>3</sub> est la teneur totale en carbonates et actCaCO<sub>3</sub>, la teneur en carbonates actifs.**

Profondeur	Site d'étude	pH	Argile	Limon	Sable	$\delta_{>2\text{mm}}$ v/v	totCaCO <sub>3</sub>	actCaCO <sub>3</sub>	POlsen	CEC	totN	C/N
			<i>g.kg<sup>-1</sup></i>	<i>g.kg<sup>-1</sup></i>	<i>g.kg<sup>-1</sup></i>	<i>g.kg<sup>-1</sup></i>	<i>g.kg<sup>-1</sup></i>	<i>g.kg<sup>-1</sup></i>	<i>g.kg<sup>-1</sup></i>	<i>g.kg<sup>-1</sup></i>	<i>cmol<sup>+</sup>.kg<sup>-1</sup></i>	<i>g.kg<sup>-1</sup></i>
0-30 cm	Marseille EV+	8,2	341,3	349,4	309,3	103,5	406,7	115,7	0,05	21,9	2,6	18,5
	Marseille EV-	8,3	347,4	272,7	379,9	192,2	386,0	123,3	0,04	17,2	1,8	24,7
	Nancy EV+	8,2	205,5	212,0	582,6	90,0	92,1	27,1	0,10	16,1	1,6	16,6
	Nancy EV-	8,5	374,2	316,8	309,0	245,3	278,8	67,1	0,05	15,2	0,8	18,6
	Nancy Scellé	8,8	330,5	428,4	241,1	80,0	10,1	0,0	0,02	18,6	0,2	22,9
	Nantes EV+	4,9	175,0	453,9	371,2	98,7	0,0	0,0	0,02	2,9	1,6	11,5
	Nantes EV-	5,2	168,5	473,3	358,3	100,0	0,0	0,0	0,01	3,0	1,5	10,8
	Nantes Scellé	5,4	78,4	177,5	644,1	251,0	0,7	0,0	0,01	5,0	0,2	24,1
30-100cm	Marseille EV+	8,5	337,2	384,3	278,5	31,6	439,5	121,3	0,02	13,3	0,8	26,0
	Marseille EV-	8,4	314,2	269,7	392,2	112,9	391,2	118,5	0,02	12,1	0,6	36,6
	Nancy EV+	8,4	151,3	155,5	693,3	112,9	149,8	51,3	0,22	13,5	1,2	19,9
	Nancy Scellé	8,7	340,3	408,6	251,1	104,7	8,1	0,0	0,02	18,3	0,1	49,0
	Nantes EV+	5,3	175,3	436,9	387,9	207,1	0,0	0,0	0,01	3,9	0,7	14,0
	Nantes EV-	5,3	160,5	444,1	395,4	203,6	0,0	0,0	0,00	2,9	0,5	8,5
	Nantes Scellé	7,0	25,2	63,6	850,5	205,8	2,0	0,0	0,01	2,2	0,0	1,1

## Annexes





Annexe 32. Corrélations linéaires deux à deux entre les paramètres du sol, ainsi que le barycentre de l'horizon et l'altitude du site. Les nombres correspondent au coefficient de corrélation, R. Schéma en trois parties (dont page précédente).

**Annexe 33. Valeurs des stocks de carbone organique (SCOS, kgC.m<sup>-2</sup>) corrigés (à masse équivalente) et non corrigés pour chaque couche de 10 cm entre 0 et 80 cm de profondeur.** La mention « N » correspond au nombre d'échantillons, SD est l'écart-type, Min et Max sont les valeurs minimales et maximales respectivement ; CV est le coefficient de variation (%).

Paramètre	Couche de sol	N	Médiane	Moyenne	SD	Min	Max	CV (%)
<b>SCOS non corrigé</b> (kgC.m <sup>-2</sup> ) <i>a***</i>	0-10 cm	8	2.2	2.7	2.0	0.4	6.2	73.9
	10-20 cm	8	1.8	1.8	1.1	0.3	3.3	62.6
	20-30 cm	8	1.3	1.6	1.2	0.1	3.3	75.1
	30-40 cm	7	1.0	1.5	1.2	0.2	3.4	82.1
	40-50 cm	7	1.4	1.4	1.0	0.1	2.9	75.4
	50-60 cm	7	0.6	1.2	1.0	0.1	2.4	82.1
	60-70 cm	7	0.8	1.2	1.0	0.1	2.4	79.9
	70-80 cm	7	0.7	1.2	1.0	0.1	2.5	78.4
<b>SCOS corrigé</b> (kgC.m <sup>-2</sup> ) <i>b***</i>	0-10 cm	8	2.2	2.5	1.9	0.3	5.8	75.6
	10-20 cm	8	1.8	1.7	1.1	0.3	3.1	63.5
	20-30 cm	8	1.3	1.6	1.2	0.2	3.3	76.4
	30-40 cm	7	1.0	1.6	1.3	0.2	3.4	85.1
	40-50 cm	7	1.2	1.1	0.9	0.1	2.5	77.8
	50-60 cm	7	0.7	0.9	0.7	0.1	1.7	75.5
	60-70 cm	7	0.6	0.9	0.7	0.1	1.7	78.2
	70-80 cm	7	0.6	0.9	0.7	0.1	1.7	76.0

**Annexe 34. Description de la teneur en carbone organique (CCOS ; gC.kg<sup>-1</sup>) et du stock de carbone organique (SCOS ; kgC.m<sup>-2</sup>) dans le jeu de données comprenant les villes de NYC, Paris, Marseille, Nantes et Nancy ; pour les profondeurs 0-30 cm et 30-100 cm et selon les catégories d'usage (EV+ ; EV- et Scellé). Le terme « N » désigne le nombre d'échantillons ; SD est l'écart-type et CV, le coefficient de variation exprimé en %.**

<b>Paramètre</b>	<b>Couche de sol</b>	<b>Usage</b>	<b>N</b>	<b>Médiane</b>	<b>Moyenne</b>	<b>SD</b>	<b>Min</b>	<b>Max</b>	<b>CV (%)</b>
CCOS (gC.kg <sup>-1</sup> )	Toutes couches confondues	EV+	624	25.5	28.3	16.4	1.5	143.9	57.8
		EV-	111	16.6	50.4	102.7	0.3	560.5	203.7
		Scellé	35	4.6	6.3	5.9	0.4	22.1	93.9
	0-30cm	EV+	601	25.5	28.7	16.1	2.3	143.9	56.2
		EV-	66	29.2	55.8	96.2	0.8	560.5	172.3
		Scellé	21	6.4	7.2	5.7	0.5	22.1	79.0
	30-100 cm	EV+	23	10.8	17.7	18.6	1.5	76.4	105.3
		EV-	45	4.8	42.5	112.1	0.3	533.3	264.1
		Scellé	14	2.6	5.0	6.2	0.4	22.1	125.2
SCOS (kgC.m <sup>-2</sup> )	Toutes couches confondues	EV+	624	9.8	10.1	4.3	1.0	48.4	43.2
		EV-	111	6.0	12.2	25.7	0.3	216.3	210.9
		Scellé	35	2.2	3.3	3.7	0.1	18.1	113.6
	0-30cm	EV+	601	9.8	10.0	4.0	1.0	31.1	39.8
		EV-	66	8.9	9.9	10.8	0.4	79.7	109.2
		Scellé	21	2.2	2.5	2.0	0.1	7.8	78.5
	30-100 cm	EV+	23	9.8	11.6	10.0	1.6	48.4	86.6
		EV-	45	3.1	15.6	38.2	0.3	216.3	245.4
		Scellé	14	2.4	4.4	5.3	0.3	18.1	120.0

### Annexes de la partie « 3.3. Stock de carbone organique estimé par spectroscopie visible et proche infrarouge »

**Annexe 35. Description de la teneur en carbone organique (CCOS, gC.kg<sup>-1</sup>) et du stock de carbone organique (SCOS ; gC.dm<sup>-3</sup>), mesurés de manière conventionnelle, dans les échantillons VNIRS, utilisés pour la prédiction de ces deux paramètres à partir de spectres acquis dans le visible et proche infrarouge, en conditions laboratoires et *in situ* (villes Marseille et Nantes). Le SCOS a été calculé selon l'équation Eq. 4, cinq échantillons ont été retirés du jeu de données initial (137 échantillons), car considérés comme outliers spectraux (section 3.1.5).**

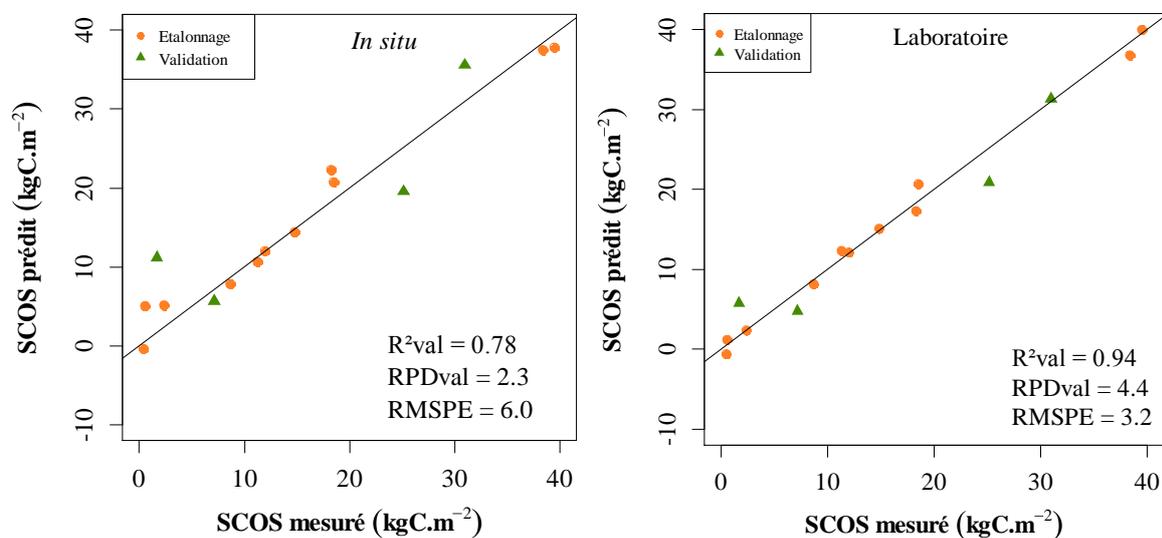
	N	CCOS (gC.kg <sup>-1</sup> )				SCOS (gC.dm <sup>-3</sup> )			
		Min	Max	Moyenne	SD <sup>a</sup>	Min	Max	Moyenne	SD <sup>a</sup>
		<b>Marseille</b>							
EV+	26	16.0	43.0	25.1	9.2	21.7	53.3	29.5	8.2
EV-	22	16.9	60.8	27.4	11.4	21.9	54.6	33.3	8.7
<b>Nantes</b>									
EV+	32	3.4	24.1	11.0	6.9	2.2	27.1	11.0	7.1
EV-	31	1.0	29.2	8.5	8.2	0.7	20.8	8.2	6.8
Scellé	21	0.4	10.8	1.9	2.9	0.3	10.7	2.1	2.9

**Annexe 36. Résultats de la validation des prédictions VNIRS de la concentration en carbone organique (CCOS ; gC.kg<sup>-1</sup>) et du stock (SCOS, gC.dm<sup>-3</sup>), à l'échelle de l'échantillon, pour les conditions *in situ* et au laboratoire, obtenus avec des méthodes de prétraitement amenant à un RPD<sub>val</sub> élevé (37 échantillons de validation, moyenne et écart-type de 12,4 et 12,4 gC.kg<sup>-1</sup> et 15,5 gC.dm<sup>-3</sup> pour CCOS et SCOS, respectivement).**

Prétraitement	LV <sup>a</sup>	RMSPE <sup>b</sup>	Biais <sup>b</sup>	Pente <sup>a</sup>	R <sup>2</sup> <sub>val</sub> <sup>a</sup>	RPD <sub>val</sub> <sup>a</sup>
<b>CCOS des échantillons prédite à partir des spectres <i>in situ</i> (gC.kg<sup>-1</sup>)</b>						
Lissage	5	9.8	3.4	0.46	0.40	1.3
Lissage + D1	10	5.2	1.4	0.84	0.83	2.4
Lissage + D2	9	5.3	1.6	0.81	0.82	2.3
Lissage + SNV	10	5.2	1.7	0.82	0.83	2.4
Lissage + SG 1 2 11	4	7.5	4.8	0.59	0.65	1.7
<b>SCOS des échantillons prédit à partir des spectres <i>in situ</i> (gC.dm<sup>-3</sup>)</b>						
Lissage	10	8.6	5.5	0.64	0.69	1.8
Lissage + D1	10	7.3	4.0	0.75	0.77	2.1
Lissage + D2	9	7.1	4.2	0.73	0.78	2.2
Lissage + SNV	10	7.4	4.1	0.72	0.77	2.1
Lissage + SG 1 2 11	6	7.3	3.9	0.76	0.77	2.1
<b>CCOS des échantillons prédite à partir des spectres au laboratoire (gC.kg<sup>-1</sup>)</b>						
Lissage	10	3.9	1.9	0.86	0.90	3.2
Lissage + D1	8	4.1	2.0	0.84	0.90	3.1
Lissage + D2	8	3.5	2.0	0.88	0.93	3.6
Lissage + SNV	8	2.7	0.2	0.96	0.95	4.6
Lissage + SG 1 2 11	9	3.2	2.9	0.85	0.94	3.9
<b>SCOS des échantillons prédit à partir des spectres au laboratoire (gC.dm<sup>-3</sup>)</b>						
Lissage	9	7.0	2.3	0.72	0.79	2.2
Lissage + D1	8	7.5	3.5	0.67	0.76	2.1
Lissage + D2	6	6.9	1.7	0.72	0.80	2.2
Lissage + SNV	8	6.3	2.1	0.73	0.83	2.5
Lissage + SG 1 2 11	9	5.1	1.9	0.79	0.89	3.1

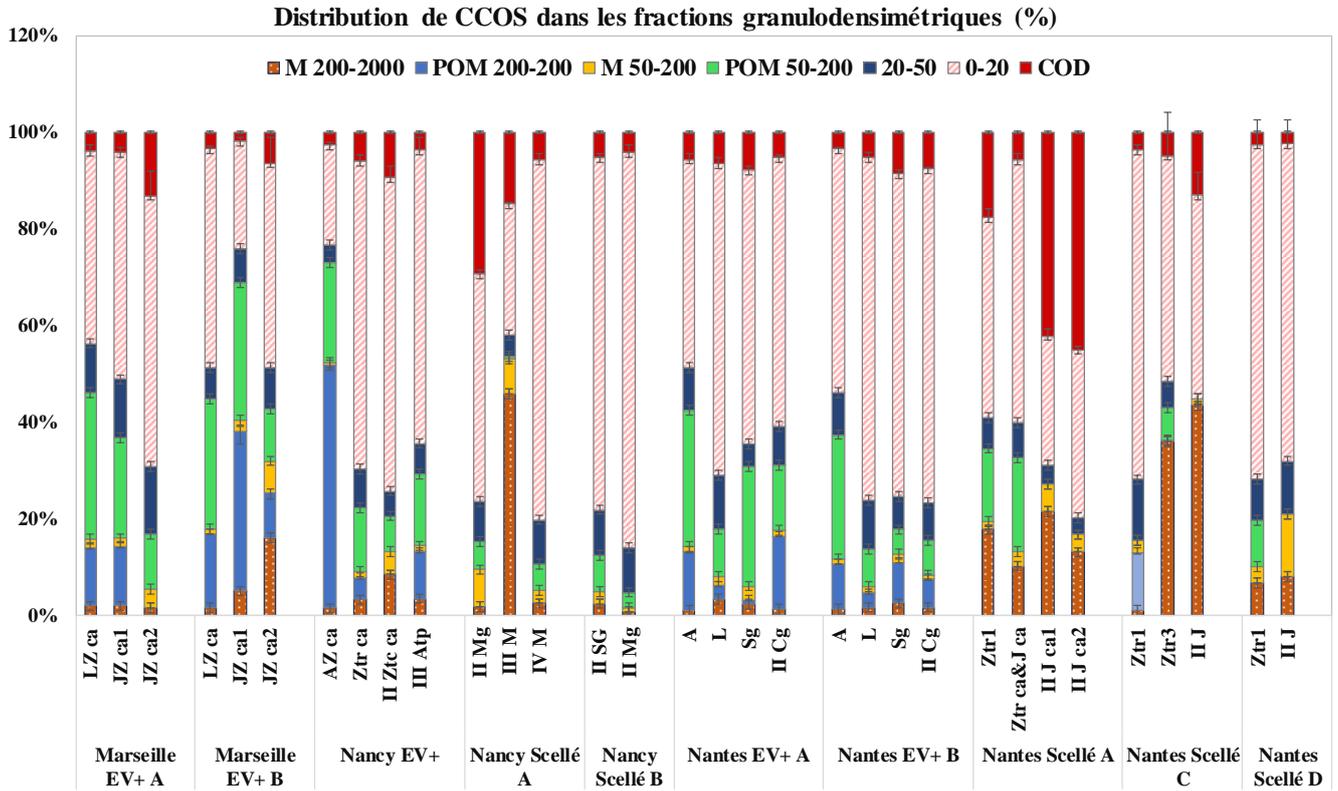
<sup>a</sup> sans unité

<sup>b</sup> même unité que la variable étudiée (gC.kg<sup>-1</sup> pour CCOS ; gC.dm<sup>-3</sup> pour SCOS)



**Annexe 37. Comparaison entre les valeurs observées et les valeurs prédites du stock de carbone organique (SCOS ; kgC.m<sup>-2</sup>) à l'échelle du profil de sol, à partir des spectres acquis sur les échantillons *in situ* (partie gauche ; prétraitement = lissage + D2) et au laboratoire (partie droite ; prétraitement = lissage + SG 1 2 11), avec différenciation entre les profils du sous-ensemble d'étalonnage et ceux du sous-ensemble de validation.**

**Annexes de la partie « 3.4. Stabilité du carbone organique à l'échelle du profil de sol »**

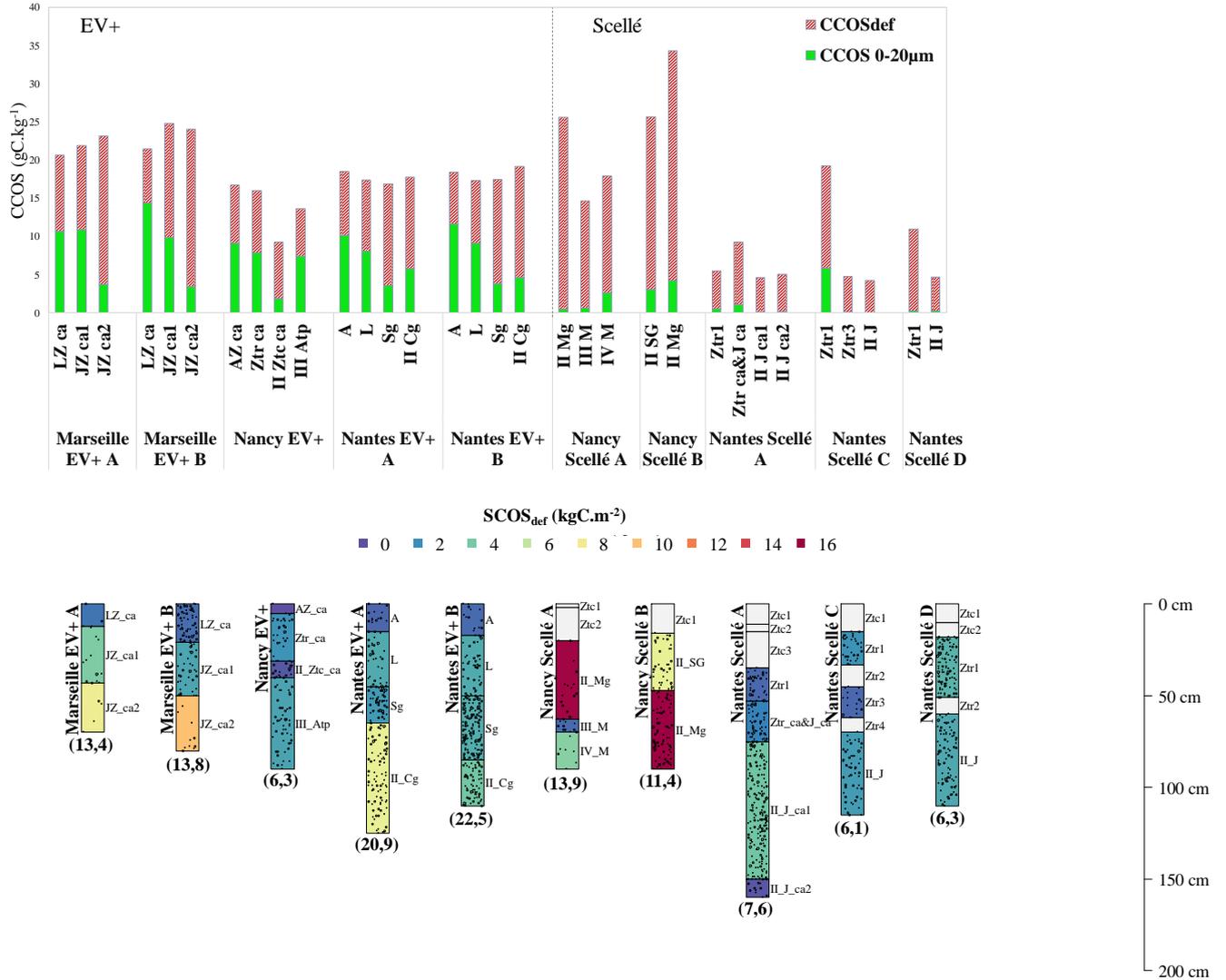


**Annexe 38. Distribution du CCOS de chaque fraction granulométrique (%) pour chaque horizon de chaque profil de sol étudié**

**Annexe 39. Résultats des comparaisons multiples des quatres variables : Masse de la fraction granulodensimétrique (g.kg<sup>-1</sup>), CCOS au sein de la fraction (gC.kg<sup>-1</sup>), CCOS de la fraction dans le sol (gC.kg<sup>-1</sup>) et le C/N dans chaque fraction, entre les modalités étudiées.** Le test ANOVA suivi du test post-hoc LSD, a été privilégié lorsque la normalité de la distribution et l'homogénéité des variances étaient vérifiées ; sinon le test de Kruskal-Wallis suivi du test de Dunn, a été utilisé lorsque ces hypothèses n'étaient pas vérifiées même après transformation logarithmique des variables. Les symboles « \*\*\* », « \*\* », « \* », indiquent que les comparaisons multiples ont montré  $p < 0,001$ ,  $0,001 < p < 0,01$ , et  $0,05 < p$ , respectivement. Les lettres indiquent les différences significatives entre les modalités ( $p = 0,05$ ) : « a » est attribuée à la modalité de facteur présentant les valeurs du paramètre étudié les plus élevées. La mention « - » signifie qu'aucune différence significative n'est visible. Enfin, concernant les facteurs « profondeurs », « usages », et « groupes » : lorsque la case ne contient que les mentions « \* », « \*\* » ou « \*\*\* », cela signifie que H1 montre une valeur du paramètre significativement plus élevée que H2 pour l'usage ; que EV+ montre une valeur de paramètre significativement plus élevée que Scellé, pour l'usage et finalement que le groupe EV+ 0-44 cm montre une valeur significativement plus élevée que celle de Scellé & EV+ > 44 cm, pour le groupe. Lorsque la modalité de facteur est mentionnée, cela signifie que l'inverse est observé.

Paramètre	Fraction (µm)	EV+ 0-44 cm (G1)				Scellé et EV+>44 cm (G2)				Groupe
		Prof	Ville			Usage	Ville			
			Marseille	Nancy	Nantes		Marseille	Nancy	Nantes	
Masse de la fraction (g fr.kg <sup>-1</sup> sol)	M 200-2000	-	b**	a	ab	-	b	b	a*	-
	MOP 200-2000	-	-	-	-	**	-	-	-	***
	M 50-200	-	a***	c	b	-	-	-	-	-
	MOP 50-200	*	-	-	-	-	-	-	-	***
	20-50	-	a***	b	a	**	-	-	-	-
	0-20	-	-	-	-	-	ab	a*	b	-
CCOS de la fraction (gC.kg <sup>-1</sup> fr.)	M 200-2000	-	a*	b	ab	-	a**	a	b	**
	MOP 200-2000	-	a**	b	b	**	-	-	-	**
	M 50-200	-	-	-	-	-	-	-	-	**
	MOP 50-200	-	a*	ab	b	**	-	-	-	***
	20-50	-	a*	ab	b	-	-	-	-	***
	0-20	**	-	-	-	*	-	-	-	***
CCOS dans le sol (gC.kg <sup>-1</sup> sol)	<2000	-	-	-	-	**	-	-	-	***
	M 200-2000	-	-	-	-	**	-	-	-	***
	MOP 200-2000	-	-	-	-	**	-	-	-	***
	M 50-200	-	a*	b	ab	**	a***	b	b	***
	MOP 50-200	-	-	-	-	***	-	-	-	***
	20-50	-	a**	b	b	**	-	-	-	***
	0-20	-	-	-	-	**	-	-	-	***
	COD	*	-	-	-	***	a*	b	b	***
C/N	<2000	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	M 200-2000	-	-	-	-	-	a*	a	b	**
	MOP 200-2000	* H2	-	-	-	-	-	-	-	* G2
	M 50-200	-	a*	ab	b	-	-	-	-	-
	MOP 50-200	-	-	-	-	*	-	-	-	-
	20-50	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	0-20	-	-	-	-	-	-	-	-	*

Annexes de la partie « 3.5. Déficit de carbone »



Annexe 40. Teneur et déficit de carbone organique dans la fraction 0-20 µm (respectivement CCOS et CCOS<sub>def</sub>, calculé selon l'équation de Hassink, 1997 ; gC.kg<sup>-1</sup>) pour chaque horizon de chaque profil de sol (partie haute) et déficit de stock de carbone organique (SCOS<sub>def</sub> ; kgC.m<sup>-2</sup>) dans la même fraction pour chaque horizon de chaque profil (partie basse). Le nombre entre parenthèses correspond au SCOS<sub>def</sub> cumulé par profil de sol.

**Annexes de la partie « 3.7. Biomasse et diversité microbiennes à l'échelle du profil de sol »**



**Annexe 41. Photographie de la catégorie « goudron », trouvée à Marseille EV+ (Profil A, horizon Jz-ca1)**

**Annexe 42. Ratio C/N dans chaque fraction granulodensimétrique observé pour chaque ville pour les EV+ 0-44 cm, et par catégorie d'usage pour le groupe Scellé & EV+ > 44 cm.**

Fraction (µm)	EV+ 0-44 cm (G1)			Scellé & >44 cm (G2)	
	Ville			Usage	
	Marseille n=4	Nancy n=2	Nantes n=4	EV+ n=8	Scellé n=14
<2000	15,1 (6,4)	11,9 (1,7)	11 (1,3)	13,2 (9,7)	14,4 (14,1)
M 200-2000	55,8 (70,4)	21,5 (5)	10,6 (4,5)	25,1 (51)	5,9 (6,4)
MOP 200-2000	21,6 (7,2)	14,7 (4,6)	17,7 (2,7)	40,2 (31,2)	35 (0,0)
M 50-200	17,3 (13,8)	10,6 (4,2)	4,5 (0,9)	8,9 (8,7)	4 (2,9)
MOP 50-200	14,2 (5)	12,5 (2,1)	11,7 (1,4)	22,3 (14,4)	12,2 (9,9)
20-50	12,6 (4,1)	12,3 (0,2)	8,7 (0,5)	10 (3,8)	8,4 (4,4)
0-20	10,5 (1,2)	10,9 (0,6)	10,1 (0,5)	9,2 (0,7)	9,9 (6)



## Résumé

Les sols constituent le premier réservoir terrestre de carbone organique et jouent ainsi un rôle clé pour limiter le réchauffement climatique. Les sols urbains représentent 3% du territoire mondial et l'urbanisation est la première cause de changement d'affectation des sols. L'augmentation rapide des surfaces artificialisées a entraîné un intérêt croissant quant à la capacité des sols urbains à stocker du carbone. Les travaux de thèse ont visé à comprendre la contribution des sols urbains au stock global de carbone organique et à proposer une méthode standardisée pour son suivi. Les recherches ont aussi porté sur l'étude de la stabilité du carbone organique des sols urbains et la modélisation de la dynamique de ce carbone. Une base de données a été construite à partir de données disponibles au niveau national, puis de mesures supplémentaires acquises dans trois villes françaises. Le stock de carbone des sols ouverts est similaire entre les villes, et équivalent voire supérieur en profondeur, à celui des sols forestiers environnants. Ce stock dépend plus particulièrement du mode de gestion des espaces verts urbains, et de l'histoire du site. Ainsi, les sols urbains ouverts sont caractérisés par une forte proportion de matières organiques labiles sur 0-44 cm de profondeur. Au contraire, les sols scellés présentent des stocks de carbone très faibles. Ils sont caractérisés par une forte proportion de matières organiques stables dont l'évolution (stockage ou minéralisation) dépend de l'état de dormance microbienne. Un modèle conceptuel de la dynamique du carbone dans ces deux types de sol a été élaboré. Enfin, des recommandations pour optimiser le suivi du carbone et la gestion des sols urbains ont été proposées.

**Mots-clés :** sol scellé, espaces verts, biomasse microbienne, champignons, bactéries, RothC, spectroscopie visible et proche infrarouge, déficit de carbone

## Abstract

### **Title : Evaluation of the soil organic carbon stock and stability in the urban soils**

Soils are the largest terrestrial pool of organic carbon and thus play a key role in mitigating climate change. The urban soils account for 3% of the world's territory and urbanization is currently the primary cause of land use change. The increase of artificial areas have led to a growing interest in the urban soil ability to store organic carbon. This work aimed to understand the contribution of urban soils to the global organic carbon stock and to propose a standardized method for its monitoring. The research also focused on studying the stability of organic carbon in urban soils and modeling its dynamics. A database was built using data available at the French territory level as well as using additional measurements acquired in three French cities. The organic carbon stock in urban open soils are similar between cities, and equivalent, or even higher in depth, than that of surrounding forest soils. The stock in open soils is particularly dependent upon the management methods of the urban green spaces, and on the specific site history. Thus, open urban soils are characterized by a high proportion of labile organic matter at 0-44 cm depth. Conversely, sealed soils have very low carbon stocks. They are characterized by a high proportion of stable organic matter whose evolution (storage or mineralization) depends on the dormant state of the microbial communities. A conceptual model of carbon dynamics for these two soil types has been developed. Finally, recommendations for optimizing carbon monitoring and urban soil management have been proposed.

**Keywords:** sealed soils, green spaces, microbial biomass, fungi, bacteria, RothC, visible and near infrared reflectance spectroscopy, carbon deficit



**Titre : Evaluation du stock et de la stabilité du carbone organique dans les sols urbains**

**Mots clés : sol scellé, espaces verts, biomasse microbienne, champignons, bactéries, RothC, spectroscopie visible et proche infrarouge, déficit de carbone**

**Résumé :** Les sols constituent le premier réservoir terrestre de carbone organique et jouent ainsi un rôle clé pour limiter le réchauffement climatique. Les sols urbains représentent 3% du territoire mondial et l'urbanisation est la première cause de changement d'affectation des sols. L'augmentation rapide des surfaces artificialisées a entraîné un intérêt croissant quant à la capacité des sols urbains à stocker du carbone. Les travaux de thèse ont visé à comprendre la contribution des sols urbains au stock global de carbone organique et à proposer une méthode standardisée pour son suivi. Les recherches ont aussi porté sur l'étude de la stabilité du carbone organique des sols urbains et la modélisation de la dynamique de ce carbone. Une base de données a été construite à partir de données disponibles au niveau national, puis de mesures supplémentaires acquises dans trois villes françaises.

Le stock de carbone des sols ouverts est similaire entre les villes, et équivalent voire supérieur en profondeur, à celui des sols forestiers environnants. Ce stock dépend plus particulièrement du mode de gestion des espaces verts urbains, et de l'histoire du site. Ainsi, les sols urbains ouverts sont caractérisés par une forte proportion de matières organiques labiles sur 0-44 cm de profondeur. Au contraire, les sols scellés présentent des stocks de carbone très faibles. Ils sont caractérisés par une forte proportion de matières organiques stables dont l'évolution (stockage ou minéralisation) dépend de l'état de dormance microbienne. Un modèle conceptuel de la dynamique du carbone dans ces deux types de sol a été élaboré. Enfin, des recommandations pour optimiser le suivi du carbone et la gestion des sols urbains ont été proposées.

**Title : Evaluation of the soil organic carbon stock and stability in the urban soils**

**Keywords : sealed soils, green spaces, microbial biomass, fungi, bacteria, RothC, visible and near infrared reflectance spectroscopy, carbon deficit**

**Abstract :** Soils are the largest terrestrial pool of organic carbon and thus play a key role in mitigating climate change. The urban soils account for 3% of the world's territory and urbanization is currently the primary cause of land use change. The increase of artificial areas have led to a growing interest in the urban soil ability to store organic carbon. This work aimed to understand the contribution of urban soils to the global organic carbon stock and to propose a standardized method for its monitoring. The research also focused on studying the stability of organic carbon in urban soils and modeling its dynamics. A database was built using data available at the French territory level as well as using additional measurements acquired in three French cities.

The organic carbon stock in urban open soils are similar between cities, and equivalent, or even higher in depth, than that of surrounding forest soils. The stock in open soils is particularly dependent upon the management methods of the urban green spaces, and on the specific site history. Thus, open urban soils are characterized by a high proportion of labile organic matter at 0-44 cm depth. Conversely, sealed soils have very low carbon stocks. They are characterized by a high proportion of stable organic matter whose evolution (storage or mineralization) depends on the dormant state of the microbial communities. A conceptual model of carbon dynamics for these two soil types has been developed. Finally, recommendations for optimizing carbon monitoring and urban soil management have been proposed.

ADEME



Agence de l'Environnement  
et de la Maîtrise de l'Énergie



LABORATOIRE SOLS ET ENVIRONNEMENT