



HAL
open science

Fabrication d'agrégats à partir de déchets : recherche sur l'incorporation d'argiles réactives dans des matériaux dédiés aux filières de construction de sol

Safae El Farricha

► To cite this version:

Safae El Farricha. Fabrication d'agrégats à partir de déchets : recherche sur l'incorporation d'argiles réactives dans des matériaux dédiés aux filières de construction de sol. Sciences de la Terre. Université de Limoges, 2022. Français. NNT : 2022LIMO0088 . tel-04520985

HAL Id: tel-04520985

<https://theses.hal.science/tel-04520985>

Submitted on 26 Mar 2024

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

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

Université de Limoges

**ED 614 - Chimie , Environnement, Géosciences, Agrosiences
(CEGA)**

PEIRENE

Thèse pour obtenir le grade de
Docteur de l'Université de Limoges
Agrosiences

Présentée et soutenue par
El Farricha Safae

Le 25 mars 2022

**Fabrication d'agrégats à partir de déchets : Recherche sur
l'incorporation d'argiles réactives dans les matériaux dédiés aux
filières de construction de sol**

Thèse dirigée par Samuel Coussy et Emmanuel Joussein

JURY :

Rapporteurs

Mme. Laure Vidal-Beaudet, Maître de conférences, Institut Agro-Rennes-Angers
M. Christophe Schwartz, Professeur, Université de Lorraine

Examineurs

M. Samuel Coussy, Chef de projet sites et sols pollués, BRGM
Mme. Camille Dumat, Professeur, INP-ENSAT, CERTOP, Université de Toulouse
M. Fabien Hubert, Maître de conférences, Université de Poitiers
M. Emmanuel Joussein, Professeur, Université de Limoges
Mme. Marine Lacoste, Chargée de recherche, INRAe

Invité(e)s

Mme. Isabelle Feix, Ingénieur, ADEME



Remerciements

I was once told that my years as a PhD student would grant me my most memorable and cherished memories, and it has proven true. I have had the great privilege and chance of spending 3 years (and a bit more) surrounded by wonderful and kindhearted people who helped me grow both professionally and personally.

I would like to thank my supervisors, **Samuel Coussy** and **Emmanuel Joussein**, for their trust and continuous guidance throughout this project. You knew how to perfectly balance supervision and autonomy, helping me gain a foothold as a researcher. I'm very grateful to have spent these past years with you in mutual respect and open-minded scientific exchange. Even though he wasn't officially my supervisor, **Philippe Bataillard** still took the time to offer me advice and direction at times of scientific challenges. I thank you for your help and insight. More importantly, thank you for your humanity and kindness, which I've learned greatly from.

Thank you to the members of my scientific comity **Sylvain Grangeon**, **Fabien Hubert**, **Geoffroy Séré**, and ADEME engineer **Isabelle Feix** for following and evaluating my thesis results. Your constructive remarks helped immensely to improve my work and explore new research paths. It was a privilege to be able to pick your brains and learn from your expertise. For their participation in the rainfall simulation, I'm very thankful to **Thomas Grangeon**, who helped conduct the experiment and revise the resulting articles, to **Lionel Cottenot**, **Marine Lacoste**, who shared their knowhow and knowledge, and to INRAe agents **Herve Gaillard** and **Didier Laloua**, who kindly took the time to help us. A thank you also to **Pascal Auger** and **Jérôme Bodin** for the delightful time spent together on the field and the good drinks shared after the hard work.

I'm very thankful to **Michaëlle Didier** for her efficiency and excellent assistant work, but mostly thank you for your kindness and patience. Your team is lucky to have you. I'm thankful to the **3SP/DEPA** colleagues for your welcome and all the good times shared together over meals, coffee breaks, and team buildings. Hopefully, you will continue to enjoy them once the pandemic is over. Thank you to the colleagues and PhD students I've *met* along the way. **Adeline P.** for sharing your passion for your work, **Almaza A.** for the good times spent in Geneva, and for saying Khara every two minutes, **Clotilde J.** for your bits of advice and kindness, **Cécile L.** for your good heart and authenticity, **Nicolas P.** for your impeccable sense of humor and compassion, **Maxime B.** for the good times spent sharing an office and for letting me win pool games, **Maxime C.** and **Sofia V.** (the partners in crime) for giving life and excitement to our friend group, **Romain A.** for sharing your love for board games and music and for the lively debates about literally anything, **Sagyn O.** for your wisdom and lovely times spent with you and your family (how is your bebeh?), and **Sahar B.** for the fun times spent together, there was never a dull moment with you. Thanks as well to the interns whose path I crossed, **Zoom Zoom** for the scientific exchanges about the best ingredients for a subway sandwich, **Momo F.** for his friendliness and enthusiasm for life, and **Antoine P.** for not taking life too seriously, *sswiing*.

I'm deeply grateful to my **father** for your sacrifices and words of encouragement that pushed me to overcome life's challenges. And to my **mother** for setting the example of a strong, ambitious woman. Thank you to **Marinette M.** for welcoming me into your home and family and the wonderful Sunday lunches. Special thanks to **Cédric M.** for your infallible support and encouragement throughout and his cat **Moon Moon** for being a very good boy.

Droits d'auteurs

Cette création est mise à disposition selon le Contrat :

« **Attribution-Pas d'Utilisation Commerciale-Pas de modification 3.0 France** »

disponible en ligne : <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/>



Table des matières

Remerciements	2
Droits d’auteurs	3
Table des matières	4
Table des illustrations	7
Table des tableaux	10
Introduction	12
1. Problématique générale	12
1.1. Principaux enjeux liés à la construction de sols en milieu urbain	12
2. Problématique de l’étude	14
2.1. Importance de l’incorporation des argiles réactives dans le procédé de construction de sol	14
2.2. Importance des différentes échelles d’investigation	15
Chapitre I. État de l’art	19
I.1. Problématiques de l’urbanisation	19
I.2. Les sols urbains	21
I.2.1. Classification des sols urbains	21
I.2.2. Les services écosystémiques urbains	23
I.2.3. Les caractéristiques des Technosols construits	26
I.3. La construction des Technosols	28
I.3.1. Le processus de construction	29
I.3.2. L’utilisation de déchets dans la construction des Technosols	30
I.3.3. Contraintes et enjeux techniques liés à la construction de Technosols et à leur utilisation	31
I.4. La fertilité physique des Technosols construits	33
I.4.1. L’agrégation	33
I.4.2. L’agrégation dans les Technosols	43
I.5. Conclusion	44
I.6. Questions scientifiques et organisation du mémoire	44
Chapitre II. La production et la stabilité des agrégats à l’échelle du laboratoire	47
II.1. Résumé	47
II.2. Abstract	47
II.3. Introduction	48
II.4. Materials and methods	50
II.4.1. Waste raw-material selection	50
II.4.2. Natural analogs selection	50
II.4.3. Waste raw-material characterization	50
II.4.4. Soil construction process	51
II.4.5. Aggregate pretreatment	53
II.4.6. Measurement of aggregate stability	53
II.5. Results	54
II.5.1. Characteristics of raw materials	54
II.5.2. Impact of the nature of clay wastes on aggregate formation and dry stability	55
II.5.3. Impact of the clay proportion on aggregate formation and dry stability	57
II.5.4. Impact of organic matter maturation on aggregate formation and dry stability	59

II.5.5. Wet aggregate stability	60
II.6. Discussion	62
II.6.1. Aggregates production	62
II.6.2. Aggregate structural stability	63
II.7. Conclusion	65
Chapitre III. Effets de la végétation sur les agrégats de Technosols construits.....	67
III.1. Résumé	67
III.2. Abstract.....	67
III.3. Introduction	68
III.4. Materials and methods.....	70
III.4.1. Parental materials.....	70
III.4.2. Soil construction methodology.....	70
III.4.3. Phytotron experimental conditions.....	71
III.4.4. Structural stability	72
III.4.5. Statistical analysis	73
III.5. Results.....	73
III.5.1. Parent waste materials' characteristics.....	73
III.5.2. Aggregate size distribution	74
III.5.3. Ryegrass growth and the impact of vegetal cover on surface aggregates	76
III.5.4. Aggregate stability	78
III.6. Discussion	82
III.7. Conclusion	86
Chapitre IV. La production et la stabilité des agrégats à l'échelle du site pilote.....	88
IV.1. Résumé.....	88
IV.2. Abstract.....	88
IV.3. Introduction.....	89
IV.4. Materials and methods	91
IV.4.1. Parental materials employed.....	91
IV.4.2. Preparation and construction process	91
IV.4.3. Platform parcel set-up	93
IV.4.4. Sampling.....	94
IV.4.5. Parcels' soils and parent materials characterization	94
IV.4.6. Structural stability.....	94
IV.4.7. Statistical analysis.....	95
IV.5. Results	96
IV.5.1. Physical and chemical properties of parent materials and parcels.....	96
IV.5.2. Parcels' pedological description and biomass production.....	96
IV.5.3. Aggregates' structural stability following stability tests.....	98
IV.5.4. Aggregates' structural stability following rain simulation	99
IV.6. Discussion	102
IV.7. Conclusion.....	105
Chapitre V. Discussion générale	108
V.1. Facteurs influençant la production des agrégats.....	109
V.1.1. Les matériaux parentaux organiques et inorganiques	109
V.1.2. La méthode de construction d'agrégats.....	113
V.1.3. La végétation	115
V.2. Facteurs influençant la stabilité structurale des agrégats.....	117

V.2.1. Le contenu en argiles et matière organique.....	117
V.2.2. Facteurs physiques du sol construit	122
V.2.3. La distribution de taille des agrégats construits	125
V.2.4. La végétation	126
Conclusion générale et perspectives	129
Références.....	134
Annexes	173
Annexe 1.1. Liste de communications	173

Table des illustrations

Figure 1 : taux de population vivant en milieu urbain en 2017 (Ritchie and Roser, 2018).	12
Figure 2 : modèle conceptuel d'un agrégat de sol adapté de Jastrow (1996).	14
Figure I-1 : dynamique de la population mondiale (urbaine et rurale) en milliards d'habitants depuis 1950 (Pison, 2019).....	19
Figure I-2 : services écosystémiques fournis par le sol (FAO, 2015).	25
Figure I-3 : Schéma illustratif des services écosystémiques et leur association avec les propriétés et processus du sol (adapté de Rodrigues et al., 2021)	26
Figure I-4 : modèle d'organisation hiérarchique de l'agrégation selon Tisdall and Oades (1982).....	34
Figure I-5 : schéma explicatif de la démarche d'étude afin de répondre aux questions scientifiques.	45
Figure II-1 : device used to create soils aggregates. 1- Pelletizing disc; 2- Scraper; 3- Scraper frame; 4- Mixture; 5- Aggregates created by the rotation of the disk; 6- Support legs	52
Figure II-2 : particle size distribution of mixtures created with 40 % of clay materials.....	56
Figure II-3 : constructed aggregates with 40 % of different clay materials: a- GC; b- AWS; c- TM; d- WPS.....	56
Figure II-4 : stacked percentages of aggregates fractions of mixtures with 40 % of different clay materials. GC- Green clays; AWS- Aggregate washing sludge; TM- Thermal muds; WPS- Water purification sludge.....	57
Figure II-5 : particle size distribution of mixtures created with various percentages of thermal muds TM.	57
Figure II-6 : constructed aggregates with various percentage of the same clay material thermal muds: e- 30 %; f- 40 %; g- 50 %; h-70 %.....	58
Figure II-7 : stacked percentages of aggregates fractions of mixtures with different % of the same clay material TM (thermal muds).....	58
Figure II-8 : constructed aggregates with different compost materials: i- no compost; j- GWC; k- VC.....	59
Figure II-9 : stacked percentages of aggregates fractions of mixtures with 40 % of thermal muds and different composts. NC- mixture without compost; GWC- Green waste compost; VC- Vermicompost.	59
Figure II-10 : picture time-lapse of rapid wetting of aggregates (a) after 1 minute (b) after 5 minutes.....	60
Figure II-11 : percentages of weighted particle fractions and the mean weighed diameter following three wet aggregate stability tests (rapid wetting, slow wetting, wet stirring) performed on aggregates: (a) that are hydrophobic; (b) from a forest; (c) from an agriculture field; (d) from a grassland according to standard NF EN ISO 10930.....	61

Figure III-1: pelletizing disc used in this study to create aggregates. 1- rotating disc; 2- scraper; 3- frame; 4- created mixture; 5- formed aggregates.	71
Figure III-2 : cylinder experimental device. a- Top view of top compartment with aggregates placed inside; b- Bottom compartment with metal grid placed on top; c- Side view of both compartments on top of each other; d- cross-section of experimental device: 1- Top compartment; 2- Inner ring; 3-Aggregates; 4-11µm filter; 5- Metal grid; 6- Bottom compartment.	73
Figure III-3 : aggregate fractions' size distribution of: A- Pelletized vs. manual mixtures after construction; B- Pelletized mixtures after 3-months (sown, control); C- Manual mixtures after 3-months (sown, control).	76
Figure III-4: average produced biomass per pot for pelletized untreated mixtures and manually constructed mixtures.	77
Figure III-5: 14-day (d) time-lapse and side profile of Ryegrass growth for a pelletized mixture (P) and a manually constructed mixture (M).	77
Figure III-6 : 3 months surface time-lapse with pictures taken harvest days (d) of: Ps. Pelletized sown; Pc. Pelletized control; Ms. Manual sown; Mc. Manual control.	78
Figure III-7 : fragment size distribution following stability tests of fast wetting (FW), slow wetting (SW), and wet stirring (WS). The tests are carried on aggregates that are A- hydrophobic, B- humid, and C- planted.	79
Figure III-8 : fragment size distribution obtained after each rainfall duration of: A- hydrophobic; B- humid; and C- planted aggregates.	81
Figure III-9 : pictures taken under an illuminated binocular microscope of: a-d. Interactions between aggregates and roots; e. Moss growth on aggregates; f. Vermicompost surrounded by mineral material; g-h. Hyphae development in aggregates.	84
Figure III-10 : humid, planted, and hydrophobic aggregates mean weight diameter (MWD) following three stability treatments (FW- fast wetting, SW- slow wetting, WS- wet stirring), and rain simulation (RS).	85
Figure IV-1 : waste materials' preparation process. a- air-drying; b- pulverization using a gyratory crusher; c- homogenizing by loader machine; d-e- storing in big bags; f- emptying in the pelletizing cylinder.	91
Figure IV-2 : pilot installation to pelletize mixtures. 1- feed hopper; 2- belt conveyor for mixture transfer; 3- pelletizing cylinder; 4- spray boom crossing the cylinder; 5- a scraping ramp; 6- big bag at the exit of the cylinder to collect pelletized mixtures.	92
Figure IV-3 : filling of plots using hydraulic shovels and their disposition.	93
Figure IV-4 : plots' sampled first 5 to 10 cm of soil.	97
Figure IV-5 : collected biomass after seven months of growth for each parcel. a, b and c refer to statistical data.	98
Figure IV-6 : mean values and standard deviation (n=3) of the aggregates' mean weight diameter following stability tests (FW, SW, WS) when first put in place (A), and after seven months on field (B). Statistical comparison is done on each treatment separately.	99

Figure IV-7 : time lapse of aggregates from parcels 6, 9, and 12 before (columns a), and after T-duration of rainfall (columns b).....	100
Figure IV-8 : fragment size distribution obtained after each rainfall duration for P6 (A), P9 (B), and P12 (C).....	101
Figure IV-9 : aggregates' mean weight diameter after each duration of rainfall for parcels 6, 9, and 12. Statistical comparison is done on each treatment separately.....	102
Figure V-1 : les mélanges créés uniquement avec des matériaux inorganiques.....	111
Figure V-2 : les mélanges créés avec les matériaux argileux et organiques.....	112
Figure V-3: photos des mélanges de matériaux avant et après passage par le cylindre bouletteur (granulation).	115
Figure V-4 : les facteurs internes et externes affectant la stabilité structurale (Amézketa, 1999).....	117
Figure V-5 : : évolution visuelle de la surface des pots à 13, 27, 42, 58, 72 et 86 jours. Hs : mélange hydrophobe semé ; Hc : mélange hydrophobe de contrôle.	124
Figure V-6 : mélanges granulés construits à l'échelle site-pilote.....	126
Figure 1 : exemples de matériaux déchets qui peuvent être utilisés comme matériaux de base, de structure et de nature organique.....	130
Figure 2 : incorporation des graines dans le processus de construction d'horizon de croissance.....	131

Table des tableaux

Table II-1 : the scientific questions investigated in this study and the corresponding constructed mixtures from various materials and percentages.....	52
Table II-2 : physical chemical properties and mineralogy of inorganic waste materials used	54
Table II-3 : physical and chemical properties of solid organic materials used	54
Table II-4 : physical and chemical properties of liquid organic materials used	55
Table III-1 : physicochemical properties and mineralogy of inorganic parent materials	74
Table III-2 : physicochemical properties of organic parent materials.....	74
Table IV-1 : parcels' waste material composition in mass percentages	92
Table IV-2 : weather data for monitoring field conditions collected from the weather station of Dijon-Longvic	94
Table IV-3 : physical and chemical properties of constructed mixtures for each parcel.....	96
Tableau V-1 : les propriétés des matériaux argileux et organiques et leurs impacts sur l'agrégation.....	113
Tableau V-2: les méthodes de construction à l'échelle de laboratoire et du site pilote	115
Tableau V-3 : influence des matériaux parents sur la stabilité structurale (TEX- terres excavées, TM- boues thermales, AWS- boues de lavages de granulats, GC- argiles vertes, WPS- une boue de potabilisation des eaux, VC- lombricompost, CDV- compost de déchets verts, CM.....	122

Introduction

Introduction

1. Problématique générale

1.1. Principaux enjeux liés à la construction de sols en milieu urbain

Les sols urbains sont une source d'intérêt récente. Au XII^e siècle, à quelques exceptions près, seule une faible proportion de la population humaine vivait en villes et petites villes. D'après Hohenberg and Lees (1985), uniquement 6 villes comptaient plus de 100 000 habitants en Europe au cours des années 1400 (Grenade en Espagne ; Gênes, Venise, Milan en Italie ; Bruges en Belgique ; et Paris en France). Plus tard en 1800, seulement 12 % de la population mondiale vivait dans les villes (Eisinger, 2006). Par conséquent, le besoin d'espaces verts était inexistant pour la plupart des gens dans le monde. En 2007, le nombre de personnes dans les zones urbaines a dépassé le nombre en milieu rural et, depuis lors, la migration massive des populations des zones rurales vers les zones urbaines a fait en sorte que plus de la moitié du monde (55 % ou 4,1 milliards de personnes) vivait dans des zones urbaines en 2017 (United Nations, 2019) (**Figure 1**). Suivant ces tendances, la population urbaine sera d'environ 66 % d'ici 2050, limitant l'accès à la nature et augmentant l'exposition à la pollution atmosphérique et aux nuisances sonores (United Nations, 2012)

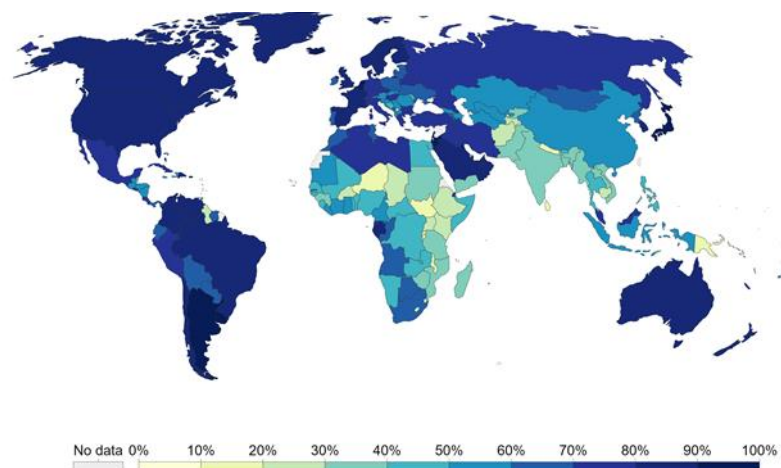


Figure 1 : taux de population vivant en milieu urbain en 2017 (Ritchie and Roser, 2018).

Le défi d'un mode de vie durable dans les villes augmente avec l'agrandissement de leur taille. L'un des premiers concepts créés pour offrir des milieux de vie sains et viables en ville sont les espaces verts urbains. Les romains ont été la première civilisation à reconnaître les avantages des milieux ruraux au sein des villes (incorporant des lacs et des espaces de récréation et de loisirs) et, en Grande-Bretagne, la valeur de l'espace rural était bien connue dès le XVII^e siècle, ce qui a notamment donné lieu à la création de la place de Londres (Giovagnorio *et al.*, 2017; Lawrence, 1993). Qu'il s'agisse de parcs, de jardins, d'aires de loisirs et de sports ou de simples accotements végétalisés, les espaces verts présentent une multitude de bénéfices en termes de services écosystémiques pour les populations urbaines et l'économie locale (UNEP, 2016). Malheureusement, dans le cadre de l'aménagement des espaces verts en ville, des matériaux des horizons de surface à subsurface des sols issus de terres agricoles ou forestières sont dépouillés pour fournir des terres fertiles aux communautés. En France, le volume annuel moyen de terre végétale nécessaire à la construction de nouveaux espaces verts publics à travers le territoire français est estimé à plus

de 3 millions de m³ (environ 4,5 millions de tonnes) (Rokia, 2014). Le prélèvement des sols agricoles ou forestiers pour ces autres usages peut affecter les différents services écosystémiques fournis initialement par ces sols, entraînant une perte de biodiversité et la détérioration de leurs fonctions, rendant le processus contre-productif (Blanchart *et al.*, 2018). De plus, en raison des processus très lents de formation du sol et de sa récupération après dégradation, le sol peut être considéré comme une ressource naturelle non renouvelable (FAO, 2015).

Ce besoin de mettre en place des zones vertes dans les villes sans nuire aux fonctions et services des sols naturels a créé une nouvelle filière nommée génie pédologique ou procédé de construction de sol (Damas and Coulon, 2016). C'est une technique qui commence à émerger dans certaines villes en France pour créer des sols urbains à partir de déchets. Le processus de construction de sols urbains est basé sur le mélange de matériaux technogéniques (*e.g.*, matériaux d'excavation, déchets, gravats, composts) produits par les activités humaines pour créer de nouveaux matériaux parents sur lesquels les facteurs de formation de sol peuvent recommencer à agir (Huot *et al.*, 2015; Kosse, 2000). Ceci permet notamment le recyclage de déchets et sous-produits qui, une fois leur innocuité vérifiée, peuvent être une solution viable pour les Technosols construits en les utilisant comme composants structurels ou organiques (Fabbri *et al.*, 2021). En effet, la réutilisation de grandes quantités de matières organiques et minérales qui seraient autrement enfouies soutient la transition vers une économie circulaire et plus durable (Moraga *et al.*, 2019). De plus, une réutilisation locale permet une réduction du transport et de l'élimination des matériaux, avec des avantages à la fois économiques et environnementaux, en réduisant la consommation de ressources, telles que le sol naturel, et les émissions des véhicules (Walsh *et al.*, 2018).

Les sols construits organo-minéraux fertiles qui en résultent peuvent ensuite être utilisés pour remplacer les sols naturels pour divers usages, comme les espaces verts dans les villes, et comme support de production de biomasse (Séré *et al.*, 2010). Les sols naturels et construits partagent certains des processus pédogénétiques donnant naissance à leurs fonctions, comme par exemple la décarbonatation ou la réaction biophysique de formation des agrégats (Morel *et al.*, 2015; Séré *et al.*, 2010). Cependant, les sols construits présentent une cinétique de réactions plus rapide en raison du déséquilibre entre les matériaux parents technogéniques (plus forte réactivité en raison des modifications de stabilité de ces phases) contribuant donc à des évolutions des processus pédogénétiques nettement plus rapide que celles observées dans les sols naturels (plusieurs milliers d'années pour les sols naturels) (Damas and Coulon, 2016). Les fonctions principales des sols construits peuvent se substituer à celles des sols naturels (par exemple, infrastructure et support physique, nutrition, interface avec d'autres environnements et organismes vivants). Ils peuvent jouer un rôle essentiel dans le cycle de l'eau (*e.g.*, stockage de l'eau, ruissellement et infiltration), ainsi que dans la filtration/stockage de produits polluants (*e.g.*, hydrocarbures, pathogènes). Ils permettent notamment de réguler les flux de chaleur et de pollution de l'air. *In fine*, ils exercent des effets importants en termes de santé humaine à travers diverses fonctions (Damas and Coulon, 2016; Morel *et al.*, 2005).

De ce fait, les sols construits participent à l'amélioration des services écosystémiques urbains, définis comme les contributions directes et indirectes des écosystèmes au bien-être humain (TEEB, 2011), en imitant les fonctions des sols naturels et en réduisant l'impact des villes sur l'environnement par l'utilisation de matériaux secondaires pour la construction du sol (J. L. Morel *et al.*, 2015; Pruvost, 2018a; Séré, 2018). Cependant, peu de recherches sont faites sur la durabilité dans le temps des fonctions de ces sols construits (fertilité à court et moyen terme principalement), et leur résistance à l'érosion (Vidal-Beaudet *et al.*, 2017). En particulier, une

question qui se pose est de savoir comment la durabilité de ces sols et leur résistance aux aléas climatiques peuvent être apportées aux Anthrosols construits en se concentrant sur la formation d'agrégats de sol et en optimisant leur stabilité.

2. Problématique de l'étude

2.1. Importance de l'incorporation des argiles réactives dans le procédé de construction de sol

L'agrégation dans le sol est un processus vital à étudier au cours de la formation précoce des sols construits, car les agrégats du sol contribuent à la structure du sol, à l'aération, à l'infiltration de l'eau et à la résistance à l'érosion et à l'encroûtement (Bot and Benites, 2005; Deeb *et al.*, 2017). Ces agrégats composés d'amas naturels ou de groupes de particules de sol se forment lorsque les forces d'attractions entre les particules sont beaucoup plus fortes que celles entre les agrégats adjacents (Martin *et al.*, 1995) (**Figure 2**). La stabilité ou non de ces agrégats dépend des interactions entre les particules minérales primaires et les constituants organiques (Caravaca *et al.*, 2004). Cependant, même si de nombreux mécanismes de liaison peuvent exister entre les surfaces organiques et minérales (*e.g.*, échange de ligands, ponts cationiques polyvalents, forces de van der Waals, interactions hydrophobes, liaisons hydrogènes), leurs contributions relatives ne sont pas connues avec certitude (Derenne and Largeau, 2001; Feng *et al.*, 2005; Kaiser *et al.*, 2007; Kleber *et al.*, 2007).

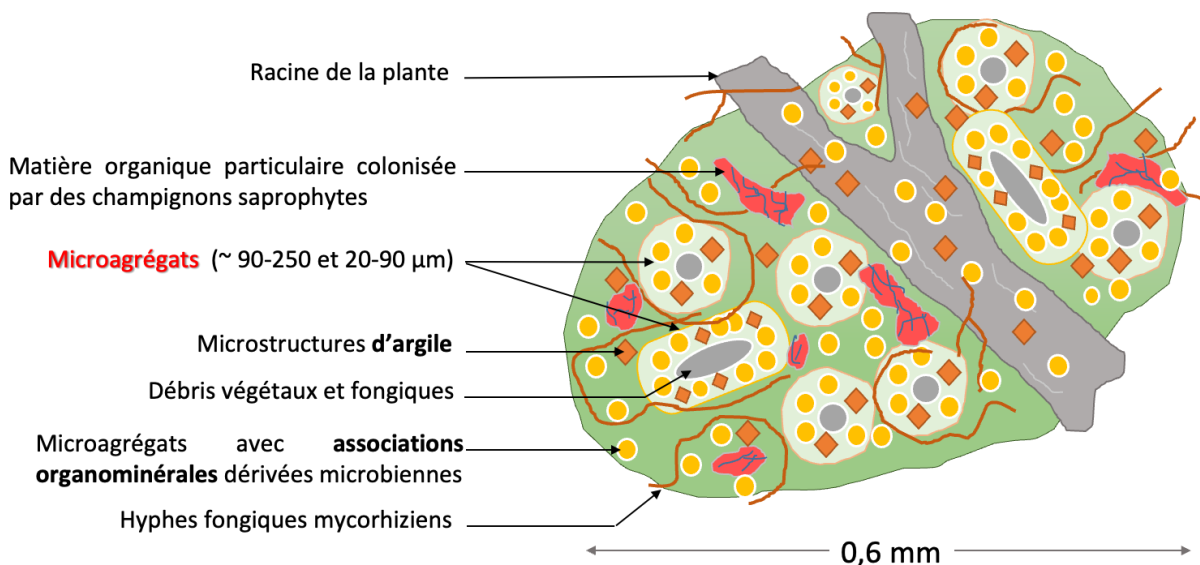


Figure 2 : modèle conceptuel d'un agrégat de sol adapté de Jastrow (1996).

La stabilité des agrégats est l'un des indicateurs de la qualité du sol, car elle combine les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Doran and Parkin, 1997). La matière organique et la texture du sol (au travers de la teneur en argile) sont les principaux agents liants abiotiques dans la formation et la stabilité des agrégats (Chenu *et al.*, 2000; Portella *et al.*, 2012; Tisdall and Oades, 1982). Tandis que les microbes du sol (bactéries et champignons) et les racines des plantes ont été signalés comme des agents d'agrégation biotiques clés, leur interaction avec les particules du sol sont un autre facteur critique de stabilité (Morel *et al.*, 1991; Chotte, 2005; Chenu and Sotzky, 2002). Les effets de l'ajout de racines et de résidus de culture sur la stabilité des agrégats du sol ont notamment été

largement évalués, avec des résultats variables qui ont été attribués à l'existence de plusieurs mécanismes de désagrégation des agrégats (Abiven *et al.*, 2007; Amézketa, 1999).

La filière de construction de sols urbains à partir de déchet se développe en France depuis quelques années et plusieurs travaux scientifiques ont montré sa faisabilité technique et son importance économique (Vidal-Beaudet, 2018). Toutefois, la fertilité et la stabilité des agrégats dans les sols construits est souvent assurée par un apport très important en matière organique sous forme de compost (supérieur à 30 %). La plupart du temps, le manque de fertilité à court terme des sols construits est dû à la minéralisation rapide de la matière organique fraîche (c'est-à-dire non humifiée), ce qui impose un ajout régulier d'une proportion importante de compost pour contrebalancer ce manque (Cogger, 2005; Mikhailova *et al.*, 2015). Cependant, même si le processus de construction de sol a été largement axé sur l'aspect organique, ce n'est pas le seul compartiment de la stabilité structurale du sol à considérer. Les agrégats du sol, piliers de la stabilité structurale, sont formés à la fois de matière organique et de matière minérale, plus précisément d'argiles minérales.

Les minéraux argileux sont parmi les minéraux du sol les plus réactifs en raison de leur surface spécifique et de leurs charges de surface, qui favorisent les interactions avec les ions, les particules minérales et la matière organique du sol. De telles interactions peuvent conduire à la floculation de l'argile, comme observé dans de nombreuses études portant sur le comportement de floculation-dispersion des minéraux argileux modèles en présence de diverses concentrations d'électrolytes et de polymères organiques modèles (Schofield, 1953; Tarchitzky and Chen, 2002). De plus, les minéraux argileux représentent une quantité importante de la masse du sol dans de nombreux cas. Ces caractéristiques expliquent pourquoi les minéraux argileux ont été reconnus comme cruciaux pour l'agrégation du sol (Edwards and Bremner, 1967; Tisdall and Oades, 1982). Les sols contiennent généralement un mélange de différents minéraux argileux qui sont soit hérités (parfois transformés) du matériau parent du sol et/ou néo-synthétisés dans le sol (Wilson, 1999). Par exemple, les fractions argileuses des sols tempérés contiennent très fréquemment un mélange de minéraux discrets d'illite, de chlorite et de kaolinite ainsi que des phases de couches mixtes interstratifiées contenant des couches d'argiles gonflantes (Robert *et al.*, 1991; Wilson, 1999). Du fait de la grande diversité des phases argileuses (nature, propriétés physico-chimiques ou mécaniques ; Chenu and Guérif, 1991), elles vont présenter des capacités différentes à construire des agrégats. Ainsi, Fernández-Ugalde *et al.*, (2013) ont émis l'hypothèse que les phases argileuses smectiques et illitiques auraient une plus grande capacité à construire des agrégats en raison de leur grande surface spécifique externe et de leurs charges de surface, tandis que la kaolinite moins réactive (surface spécifique et charge de surface plus faibles) devrait avoir moins de capacité à contribuer à l'agrégation. Cependant, la capacité spécifique des minéraux argileux à construire des agrégats stables a rarement été étudiée.

Dans ce travail de thèse, c'est sur ce point que nous allons nous focaliser à travers le rôle des argiles minérales en choisissant des matériaux riches en argiles gonflantes réactives (smectites) pour construire des sols urbains fertiles.

2.2. Importance des différentes échelles d'investigation

L'agrégation dans les sols naturels a une dynamique qui englobe une large gamme d'échelles biotique et abiotique, ce qui présente une problématique de compréhension des processus qui impactent la formation des agrégats et leur stabilisation. La complexité des processus d'agrégation est liée à la fois à leur déroulement plus ou moins continu ainsi qu'à leur

occurrence concomitante. Par conséquent, leurs effets interagissent, compliquant leur discrimination. Certains auteurs rapportent que la formation d'agrégats de sol se produit principalement en raison de forces physiques, tandis que la stabilisation des agrégats de sol est produite par un certain nombre de facteurs, en particulier la quantité et la qualité des agents stabilisants inorganiques et organiques (Lynch and Bragg, 1985; Oades, 1993; Dalal and Bridge, 2020). Il est donc nécessaire de prendre en considération des études de processus d'agrégation qui permettent de distinguer clairement les dynamiques de formation et de stabilisation d'agrégats en cours.

De plus, la nature hiérarchique de la structure du sol indique que différents mécanismes d'agrégation opèrent pour différentes classes de taille d'agrégats (Amézqueta, 1999). Ainsi, les macro-agrégats de plus de 250 μm , et surtout ceux de plus de 2 mm de diamètre, semblent être maintenus ensemble en grande partie par des racines fines et des hyphes fongiques. Les agrégats de 20 à 250 μm sont constitués en grande partie de particules de 2 à 20 μm de diamètre liées entre elles par divers ciments comprenant des matériaux organiques persistants et des oxydes cristallins et des aluminosilicates très désordonnés (Tisdall and Oades, 1982). D'autres études (Golchin *et al.*, 1995, 1994; Oades and Waters, 1991) ont montré que l'incrustation de débris végétaux par des particules minérales est un autre mécanisme de formation et de stabilisation de ces micro-agrégats. Par exemple, les micro-agrégats d'un diamètre de 2 à 20 μm sont constitués de particules de moins de 2 μm de diamètre liées entre elles par des liaisons organiques persistantes (débris végétaux et fongiques incrustés de composés inorganiques). Les unités de moins de 2 μm de diamètre sont constituées de particules d'argile et d'oxy(hydro)des maintenues ensemble par des ciments inorganiques et organiques et des liaisons électrostatiques. Par conséquent, les agrégats de différentes classes de taille auront une stabilité différente.

Durant le procédé de construction de sol, il est difficile de prédire l'agrégation et la formation de ces associations organo-minérales lors du mélange de plusieurs matériaux technogéniques. Il est encore moins évident de prédire la stabilité de telles associations après leur mise en place dans le substrat. En effet, la formation, le fonctionnement et l'évolution des sols construits sont fortement influencés par les caractéristiques des matériaux technogéniques qui sont pour la plupart inconnues. Dans leurs travaux, Monsérié *et al.*, (2009) ont démontré la présence de micro-agrégats stables nouvellement formés (2-200 μm) dans les déchets de cokerie. Séré *et al.*, (2010) ont étudié les propriétés d'un sol construit à partir de déchets et ont révélé la présence d'agrégats stables de sous-produits de boues papetières avant leur mélange avec d'autres matériaux (sol industriel traité thermiquement et compost de déchets verts). Jangorzo *et al.*, (2013) ont quantifié l'agrégation aux premiers stades de la pédogenèse et ont montré l'impact positif de facteurs tels que l'activité de la faune et le développement des racines. Cependant, le processus d'agrégation des sols construits est fortement lié à l'ajout de matières organiques capables d'interagir avec des particules inorganiques permettant une stabilisation à long terme des agrégats (Angers *et al.*, 1999; Chenu *et al.*, 2000a; Grosbellet *et al.*, 2011a; Jastrow, 1996). Les sols construits sont considérés comme des sols jeunes dans le sens où ils présentent une forte réactivité chimique (Lehmann and Stahr, 2007). Certains sols développés sur des déchets de la sidérurgie ont été étudiés en relation avec la mobilité des métaux dans l'environnement (Badin *et al.*, 2009; El Khalil *et al.*, 2008; Huot, 2013), et de plus en plus d'études s'intéressent à la fertilité et les processus de l'agrégation des sols construits (Vidal Beaudet *et al.*, 2016).

En différenciant les facteurs d'influence, l'étude des dynamiques d'agrégation permettra d'améliorer les connaissances scientifiques actuelles sur les agrégats et leur stabilité dans le contexte des sols construits à partir de déchets.

Chapitre I

État de l'art

Chapitre I. État de l'art

I.1. Problématiques de l'urbanisation

L'urbanisation mondiale est un mouvement disproportionné, à la fois temporellement et géographiquement (Satterthwaite, 2007). L'accroissement de la population urbaine mondiale a commencé lentement. En 1800, environ 4 % de l'humanité vivait dans des villes, avec environ 1,7 % de la population mondiale dans les villes de plus de 100 000 habitants et 2,4 % de la population mondiale dans les villes de plus de 20 000 habitants. Jusqu'en 1900, la part de la population mondiale vivant dans les villes de 100 000 habitants restait inférieure à 10 % (Davis, 1955). En 1950, cependant, les estimations suggèrent qu'environ 729 millions de personnes dans le monde vivaient dans les villes ; ce nombre correspondait à 29 % de la population mondiale (United Nations, 2018a). Par la suite, l'urbanisation mondiale a augmenté très rapidement. En 1960, il y avait environ 998 millions d'habitants dans les villes du monde, ce chiffre doublé en 1985 avec près de 1,98 milliard puis 3,49 milliards en 2010. La période des augmentations annuelles les plus rapides à l'échelle mondiale a eu lieu entre 1950 et 1965, lorsque les taux ont dépassé 3,0 %. En 2010, le taux de croissance annuel de la population urbaine mondiale était tombé à 1,85 %. Cela équivaut à ajouter 67,5 millions de personnes à la population urbaine chaque année. L'ONU (United Nations, 2018b) suggère que le nombre de personnes se déplaçant vers les villes chaque année continuera d'augmenter jusqu'aux environs de 2030, lorsque plus de 72 millions de personnes devraient être ajoutées aux villes chaque année (**Figure I-1**). Si les prévisions démographiques sont correctes, une forte croissance urbaine est à venir à mesure que les pays les plus pauvres s'urbanisent. Par conséquent, il est nécessaire d'examiner les types d'impacts environnementaux biophysiques attendus de l'urbanisation, même si les processus de développement économique et d'urbanisation peuvent également aider le monde à trouver des solutions à la pauvreté et à la dégradation de l'environnement (Elmqvist *et al.*, 2013).

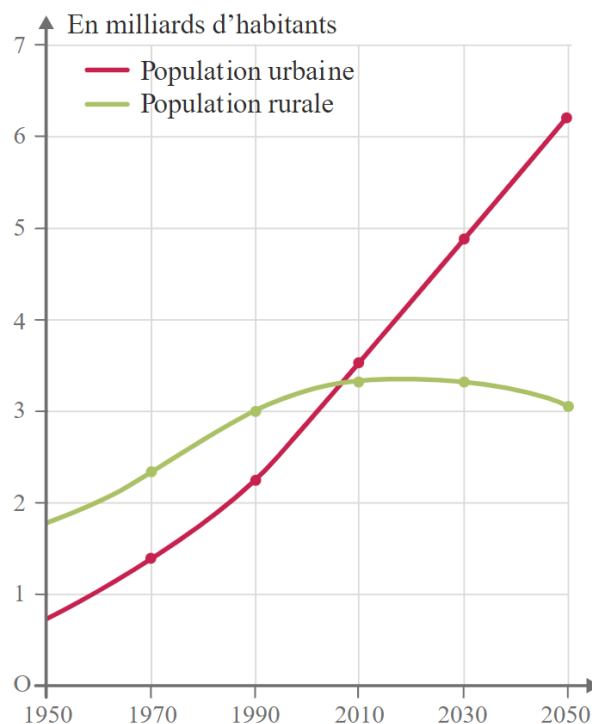


Figure I-1 : dynamique de la population mondiale (urbaine et rurale) en milliards d'habitants depuis 1950 (Pison, 2019).

L'urbanisation, en particulier après les années 1950, a coïncidé avec la dégradation de l'environnement mondial, l'augmentation de la consommation des ressources naturelles, la perte d'habitats et le changement des écosystèmes (McNeill, 2000). Il n'est donc pas surprenant que les analystes décrivent souvent les villes comme la source de nombreux problèmes. Brown (2003) soutient que les personnes vivant dans les villes imposent un fardeau disproportionné aux écosystèmes de la terre simplement parce que la majorité des ressources doivent être concentrées dans les zones urbaines pour satisfaire les besoins quotidiens des résidents. De ce fait, l'empreinte écologique d'une ville (la superficie requise pour fournir à ses citoyens des ressources et des services issus de l'environnement) est beaucoup plus grande que la superficie de la ville elle-même (Wackernagel and Kitzes, 2008). De plus, les villes consomment d'énormes quantités de ressources et génèrent ainsi de grandes quantités de déchets et d'émissions (Elmqvist *et al.*, 2013). Cependant, les services écosystémiques peuvent relever de nombreux défis auxquels les villes sont de plus en plus confrontées, et la fausse dichotomie entre environnement et développement n'est nulle part aussi facile à réfuter que dans les villes.

L'air pur, l'eau potable et la protection contre les effets du changement climatique sont tous très importants pour le développement humain dans les villes, et de nombreuses formes de pauvreté sont causées ou exacerbées par un manque d'accès à ces services écosystémiques. Même si les écosystèmes ont été négligés dans l'érudition urbaine (Sinclair *et al.*, 2010), il est évident à quel point les espaces verts et bleus urbains ont été historiquement importants dans la production d'une gamme de services écosystémiques d'approvisionnement, tels que les produits agricoles, l'eau et le carburant (Fraser and Rimas, 2010; Redman, 1999). Dans les villes contemporaines, environ 200 millions de citoyens produisent de la nourriture pour le marché urbain et fournissent 15 à 20 % de la nourriture mondiale (Armar-Klimesu *et al.*, 2000). Cependant, tous les espaces verts des paysages urbains préindustriels n'étaient pas utilisés pour produire de la nourriture. Certains espaces verts ouverts ont été utilisés comme sites religieux et comme cimetières. Dans de nombreuses villes, notamment européennes, des parcs et jardins à usage purement récréatif sont également présents depuis des millénaires. Les principaux moteurs sociaux qui ont conduit à une évolution vers l'utilisation publique de ces espaces verts étaient l'urbanisation rapide pendant la révolution industrielle, en combinaison avec des valeurs sociales émergentes inspirées par le mouvement du romantisme et la révolution française (Barthel *et al.*, 2005). Toutefois, les délimitations claires entre les zones urbaines et rurales et l'utilisation des espaces verts urbains à des fins purement récréatives ne sont apparues qu'aux XIXe et XXe siècles, et ont été renforcées par le développement d'une économie mondialisée, le régime énergétique des combustibles fossiles et les innovations technologiques (*e.g.*, engin à vapeur et chemin de fer ; Barthel *et al.*, 2013; Barthel and Isendahl, 2013; McNeill, 2000).

Actuellement, nous vivons dans un système mondial interconnecté dominé par l'homme et ses artefacts et nous devons penser différemment la relation entre les humains et la nature (Steffen *et al.*, 2011). Si nous recherchons « l'amélioration du bien-être humain et de l'équité sociale, tout en réduisant considérablement les risques environnementaux et les pénuries écologiques », comme a proclamé l'ONU comme objectif global primaire (UNEP, 2017), nous aurons besoin d'une nouvelle vision de l'économie et des villes qui soit mieux adaptées aux nouvelles conditions auxquelles nous sommes confrontés. L'aménagement urbain évolue vers une meilleure intégration des objectifs de développement durable dans les pratiques d'urbanisme, ce qui a conduit à une intégration des ressources naturelles dans la planification (Savery and Chastel, 2009). Cependant, même si les mots « terre » et « eau » sont souvent

utilisés, il y a nettement moins de mentions relatives aux risques et à l'opportunités spécifiques liés au sol (Silva *et al.*, 2018).

I.2. Les sols urbains

Avec plus de la moitié de la population humaine qui vit dans des zones urbaines, les sols urbains deviennent de plus en plus importants et pris en compte. Les facteurs environnementaux de l'urbanisation peuvent avoir des effets significatifs et quantifiables sur les caractéristiques des sols dans et à proximité des zones urbanisées. Ces impacts peuvent être directs ou indirects et peuvent aller de sols très perturbés (mais gérés) à des sols relativement non modifiés, l'ensemble étant classé sous le continuum des **sols urbains** (Pouyat and Trammell, 2019). La création de sols urbains construits, et leurs référencements, est peut-être l'impact direct le plus facilement reconnu de la croissance urbaine sur les sols (Sandor *et al.*, 2005). Ce sont des sols qui peuvent être composés d'un mélange de matériaux différents de ceux des zones agricoles ou forestières et qui présentent des couches superficielles fortement modifiées par l'activité humaine à la suite d'un mélange et d'importation/exportation de matériaux. D'autres sous catégories de sols urbains comprennent : (i) les sols d'espaces verts qui ont une similarité plus prononcée aux sols agricoles mais avec une composition et une utilisation différentes ; (ii) les sols scellés, résultant des activités de construction dans les zones urbaines (Morel *et al.*, 2005). Ainsi, **les sols urbains sont les sols sous forte influence humaine en milieu urbain et périurbain** (Fitzpatrick, 2013). Toutefois, d'autres termes sont utilisés par différents systèmes de classification des sols.

I.2.1. Classification des sols urbains

Le terme « sols urbains » est couramment utilisé comme une désignation générique pour tous les sols présents dans les zones urbaines et périurbaines (Burghardt, 1994) ; c'est donc un terme de discussion plutôt qu'une classification. Pour les « ressources sols », une approche systémique naturelle de classification (telle que le Référentiel Pédologique Français) est basée sur la propriété intrinsèque des sols (e.g., la morphologie), leur comportement ou leur genèse. Cette classification naturelle aboutit à des classes qui peuvent être interprétées pour de différents usages (Buol, 2003; Jenny, 1980). De ce fait, des concepts variés de pédogenèse et des différences dans l'importance des caractéristiques morphologiques pour diverses utilisations des terres peuvent affecter l'approche de classification. Cependant, dans un système de classification bien construit, les critères regroupent des concepts similaires de sorte que les interprétations ne varient pas beaucoup (AFES, 2008). Cette méthode de classification naturelle contraste avec l'approche systémique technique de la classification des sols, où les sols sont regroupés en fonction de leur aptitude à un usage spécifique et de leurs caractéristiques édaphiques (telle que la référence mondiale pour les sols - WRB) (Rossiter, 2007).

I.2.1.1. Les sols urbains selon le Référentiel Pédologique Français

Les sols urbains sont classifiés comme « Anthrosols » selon le Référentiel Pédologique Français. Ce sont « des sols fortement modifiés ou fabriqués par l'homme souvent en milieu urbain mais aussi, dans des conditions particulières, en milieu rural » (AFES, 2008). Dans cette classification, il y a une distinction entre les Anthrosols complètement produits par l'homme et ceux qui ont été fortement transformés par des phénomènes « anthropopédogénétiques » au point que le solum natif n'est plus reconnaissable. Les principaux

processus « anthropo-pédogénétiques » correspondent à des interventions humaines à travers le travail profond du sol (e.g., labours, sous-solage), la sur fertilisation organique, la dégradation d'horizons antérieurs (e.g., par nivellements, mélange des horizons, talutage), ou le compactage et le scellement. D'autres processus peuvent même être polluants comme la pollution par les métaux/métalloïdes, les sources acides produits de diverses combustions et sous-produits d'industries, ainsi que par des produits chimiques (e.g., HAP, pesticides). De plus, le dépôt de matériaux terreux, ou de déchets et sous-produits fait aussi partie de ces processus « anthropo-pédogénétiques » plus au moins contaminants (Baize, 2014). La classification dans le Référentiel Pédologique Français a une approche systémique naturelle basée sur la genèse des sols. Cependant, dans le cas des Anthrosoles, l'origine anthropique de leurs matériaux parents joue notamment un facteur dans leur classification. De ce fait, ils sont distingués en cinq sous-classes (AFES, 2008) :

- *les Anthrosoles archéologiques* résultent d'une ancienne activité humaine. Ces activités sont observées sur plus de 50 cm d'épaisseur sous forme d'un matériau archéo-anthropique qui doit représenter au moins 20 % du volume de la couche.

- *les Anthrosoles transformés* sont originaires d'altérations anthropiques des sols en zones rurales dans le but d'amender leur fertilité et d'optimiser la production d'aliments (e.g., sols de terrasses agricoles, sols de jardins). L'impact de ces activités humaines est tellement intense que le solum naturel est fortement transformé de façon à qu'il ne soit plus reconnaissable ou bien au point qu'il acquiert de nouvelles morphologies et caractéristiques ne le rendant donc plus rattaché à d'autres références. Ces activités doivent être intervenues sur au moins 50 cm d'épaisseur ; cependant des changements sur plus de 30 cm doivent alerter à une anthropisation nécessitant des investigations supplémentaires.

- *les Anthrosoles artificiels* concernent les lieux d'activités humaines (e.g., urbanisation, mines, industries). Ils sont la conséquence d'apports et cumul de matériaux anthropiques considérés comme des déchets ou des décombres (e.g., déblais de mines, déchets domestiques, scories), et ils doivent constituer au moins 50 cm de la partie supérieure du solum. Ils peuvent être mélangés à des matériaux terreux mais doivent être prédominants. La macroporosité de ces sols est souvent très faible du fait de la compaction significative qu'ils subissent et leur abondance en matériaux grossiers.

- *les Anthrosoles reconstitués* trouvés dans les milieux urbains et périurbains sont composés dans leurs premiers 50 cm de matériaux pédologiques transportés, remaniés et ensuite instaurés dans les jardins, parcs ou espaces verts dans un but de végétalisation. Ils proviennent généralement des couches arables de zones agricoles qui ont déjà subi des processus pédogénétiques avant leur transport. Toutefois, ils peuvent aussi provenir des terrassements, des sites industriels ou artisanaux ou bien des mines et carrières où les terres de surface ou profondeur sont prélevées par décapage. Avant leur transport et mise en place, un temps de stockage en tas est souvent nécessaire, causant une certaine dégradation des propriétés physiques des terres. Toutefois, des actions d'amendement et mélange sont possibles à d'autres matériaux minérales ou organiques avant la mise en place.

- *les Anthrosoles construits* résultent d'un processus volontaire de construction d'un sol à partir de déchets (matériaux technogéniques), dans le but d'obtenir un milieu capable d'accueillir rapidement une végétation. Ils doivent présenter des conditions biophysicochimiques afin d'avoir une croissance favorable de la végétation qui, à son tour, remplira un rôle esthétique ou protecteur contre l'érosion éolienne et hydrique.

I.2.1.2. Les sols urbains selon la base de référence mondiale

La base de référence mondiale pour les ressources des sols (WRB) est un système international complet, destiné à être utilisé pour corréler les études de sol de tous types et domaines. Cependant, la WRB originale (FAO, 1998) a été développée avec des concepts de classifications nationales et d'études pédogénétiques qui étaient biaisés en faveur des sols ruraux, de sorte que certains des noms attribués aux sols urbains n'étaient pas très connotatifs. Des problèmes similaires avec les sols anthropiques des zones rurales intensivement cultivées ont conduit à la nomination de deux groupes de travail WRB en 2006, l'un pour les sols urbains (Technosol) et l'autre pour les sols anthropiques à utilisation agricole longue et intensive (Anthrosol) (IUSS Working Group WRB, 2006).

En effet, le changement le plus important est l'introduction des Technosols à ce nouveau groupe de référence, dont le concept central est la dominance de l'impact humain sur les propriétés et les fonctions du sol, témoignée par la présence d'un des éléments suivants : (i) des artefacts, définis comme matériaux créés ou significativement modifiés par l'homme lors d'un processus de fabrication industrielle ou artisanale et ayant gardés plus ou moins leurs propriétés d'origine ; ou (ii) une géomembrane/revêtement imperméable ; ou encore (iii) une roche dure technique (e.g., une chaussée). Les artefacts comprennent également des matériaux extraits d'une profondeur où ils n'ont pas été influencés par des processus de surface, avec des propriétés sensiblement différentes de l'environnement dans lequel ils sont placés (e.g., les briques, le verre, les déchets industriels, les ordures, les produits pétroliers transformés, les déblais miniers) (IUSS Working Group WRB, 2006).

En 2014, la WRB définit les Technosols comme des **sols qui contiennent plus de 20 % de matériaux artificiels en volume et se trouvent dans les 100 premiers centimètres de la surface terrestre** (IUSS Working Group WRB, 2015). Cependant, à l'heure actuelle, il n'existe pas de définition universelle des Technosols construits. Séré *et al.*, (2008) ont défini la construction d'un Technosol comme un processus *in situ* utilisant des déchets et des sous-produits industriels qui sont formulés et empilés en couches pour construire un nouveau profil de sol sur des substrats dégradés. Dans ce manuscrit, un Technosol construit est l'aboutissement de l'action volontaire humaine de créer un sol à partir de matériaux technogéniques (e.g., déchets particuliers ou des matériaux semi-naturels tels que des sédiments ou matériau du sol des horizons profonds) et les faire interagir de manière à créer un milieu propice à la croissance végétale. Finalement, ce Technosol peut être construit et utilisé dans de multiples conceptions d'infrastructures vertes et le rendu des services écosystémiques.

I.2.2. Les services écosystémiques urbains

Ces dernières années, un corpus croissant de littérature a fait progresser notre compréhension des services écosystémiques urbains dans leurs dimensions biophysiques, économiques et socioculturelles. En outre, les services écosystémiques urbains ont été abordés par des initiatives majeures telles que l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (MEA, 2005) et l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB, 2011), et ont également reçu une attention croissante dans le cadre du débat politique sur les infrastructures écologiques. Pourtant, malgré le fait que plus de la moitié de la population mondiale vit aujourd'hui dans les villes, l'attention accordée dans la littérature aux services écosystémiques urbains est encore relativement limitée par rapport à d'autres écosystèmes comme les zones humides ou les forêts.

L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire et l'économie des écosystèmes et de la biodiversité ont regroupé les services écosystémiques en quatre catégories principales : approvisionnement, régulation, services socioculturels, support ou soutien (MEA, 2005; TEEB, 2011). Les services d'approvisionnement produisent tout ce qui est matériel comme la nourriture et l'eau douce. Les services de régulation concernent la régulation par les processus écosystémiques du climat, de l'eau et de certaines maladies humaines. Les services culturels sont les privilèges non matériels que les gens peuvent tirer des écosystèmes par l'enrichissement spirituel, les loisirs, l'expérience esthétique et le développement cognitif, ainsi que le soutien des systèmes de connaissances et des relations sociales (Bolund and Hunhammar, 1999; Gómez-Baggethun and Barton, 2013). Enfin, les services de soutien ou d'habitat sont ceux qui sont nécessaires à la production de tous les autres services écosystémiques. Les exemples incluent la production de biomasse, le cycle des nutriments, le cycle de l'eau, la fourniture d'habitats aux espèces et le maintien des pools génétiques et des processus évolutifs.

Les sols urbains sont capables de fournir des services écosystémiques similairement aux sols naturels (**Figure I-2**) (Morel *et al.*, 2015; Pouyat *et al.*, 2020), mais les connaissances sur leur quantification sont relativement limitées (Kumar, 2012). Les écosystèmes urbains sont particulièrement importants pour fournir des services ayant un impact direct sur la santé et la sécurité humaines, ainsi que la résilience urbaine. A l'échelle locale, ils contribuent à l'atténuation des inondations et de l'effet d'îlot de chaleur urbain, la capture de la pollution atmosphérique et la purification de l'air, le soutien physique des infrastructures, la culture alimentaire urbaine et l'accès aux espaces verts pour la santé mentale et physique (Elmqvist *et al.*, 2013). A l'échelle locale et mondiale, ils participent aux cycles des nutriments et au stockage du carbone (Gómez-Baggethun *et al.*, 2013; Haase *et al.*, 2014; McPhearson *et al.*, 2015).



Figure I-2 : services écosystémiques fournis par le sol (FAO, 2015).

De nombreux travaux se sont concentrés sur les biens et les services écosystémiques directement bénéfiques pour les humains, permettant l'évaluation économique et leur comptabilisation (Haines-Young and Potschin, 2018; Kumar, 2012). Selon O'Riordan *et al.*, (2021) les processus d'accompagnement et les services de régulation sont le plus souvent étudiés, alors que les services écosystémiques culturels, d'approvisionnement et liés à l'eau ont été relativement peu étudiés. De plus, moins de 20 % des études quantitatives ont abordé plus de deux services écosystémiques simultanément, ce qui souligne une future piste de recherche concernant la multifonctionnalité des sols urbains et la nécessité d'intégrer la compréhension des services écosystémiques des sols urbains à travers divers disciplines et professions.

La compréhension des services écosystémiques peut notamment être faite à travers les processus et les propriétés des sols (**Figure I-3**). Les propriétés du sol sont directement estimées et exprimées à travers des caractéristiques chimiques (ex. pH), physiques (ex. densité et agrégation) et biologiques (ex. communautés florales et fauniques), alors que les processus du sol correspondent aux transformations comme la décomposition de la matière organique pour former de l'humus ou l'érosion (Dominati *et al.*, 2010). Les propriétés et les processus du sol peuvent être modifiés par la gestion et ainsi avoir un impact sur les services écosystémiques (Palm *et al.*, 2007).

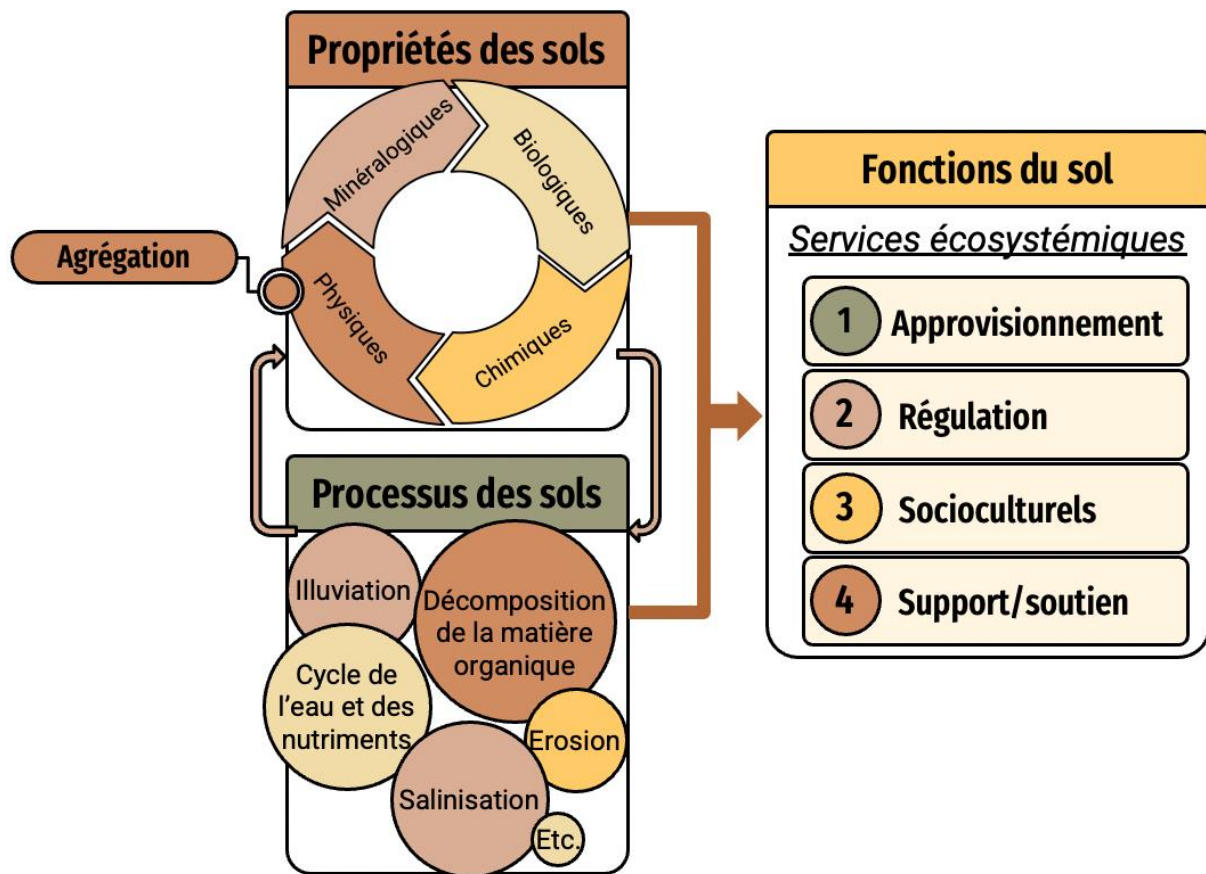


Figure I-3 : Schéma illustratif des services écosystémiques et leur association avec les propriétés et processus du sol (adapté de Rodrigues et al., 2021)

I.2.3. Les caractéristiques des Technosols construits

Les Technosols sont donc reconnus par la présence de matériaux technogéniques fabriqués ou fortement altérés par les activités humaines, ou par des matériaux ramenés à la surface (IUSS Working Group WRB, 2015). Souvent, il n'y a pas de lien entre les Technosols formés et les substrats géologiques sous-jacents. Les matériaux parents des Technosols sont les artefacts, contrôlant ainsi fortement la pédogenèse et leurs propriétés physico-chimiques (Huot *et al.*, 2015; Leguédou *et al.*, 2016).

I.2.3.1. La pédogenèse des Technosols construits

La genèse des sols ou pédogenèse est l'étude de l'origine et de la formation des sols (Singer, 2015). Chaque sol a sa propre pédogenèse, avec différent(e)s matrices rocheuses, facteurs abiotiques et biotiques et impacts anthropiques le façonnant (Schulz *et al.*, 2013). Pour les sols naturels, l'altération des roches conduit à la formation d'un matériau parental qui constitue environ 45 % du volume du sol solide. Dans un sens, le matériau parental représente donc le système sol au moment zéro de sa formation (Singh and Chandran, 2015). La pédogenèse des Technosols construits commence par le mélange des matériaux parentaux dans une proportion choisie par l'expérimentateur, alors que l'état initial des sols naturels n'est jamais sous le contrôle des chercheurs (Deeb *et al.*, 2016). Ensuite, la formation du sol se poursuit par l'interaction des différents facteurs et processus mis en jeu.

Les facteurs de formation ont une influence sur les propriétés des sols et ils « préparent le terrain » pour le fonctionnement des processus de formation qui, à leur tour, jouent sur la

réorganisation et le réarrangement des constituants minéraux et organiques du sol en différents horizons conduisant ainsi au développement du sol *sensu stricto* (Hoosbeek and Bryant, 1992 ; Scholtus, 2003). La relation directe entre les facteurs de formation de sol est compliquée à établir, puisqu'ils agissent simultanément pour former un sol. Habituellement, les matériaux parentaux naturels (le premier facteur de formation) subissent une transformation sous l'influence des autres facteurs de formation du sol : le climat, la biosphère, la topographie et le temps, qui contribuent au développement du profil du sol (Jenny, 1941). De même, les matériaux technogéniques évoluent sous l'influence des facteurs environnementaux mais les processus qui se déroulent dans les Technosols restent compliqués à suivre et à définir (Huot *et al.*, 2013).

Les processus pédogénétiques peuvent être globalement classés en deux groupes. Le premier correspond aux processus pédogénétiques fondamentaux et englobent : (i) l'humification *i.e.* le processus de transformation de la matière organique brute en humus ; (ii) l'éluviation *i.e.* le lessivage des constituants du sol en suspension ou en solution ; (iii) l'illuviation *i.e.* le dépôt et accumulation des constituants du sol depuis les horizons supérieurs au niveau des horizons inférieurs. Ces processus fondamentaux fournissent une base pour le fonctionnement des processus pédogénétiques spécifiques, le second groupe, qui peuvent être « zonaux » et donc dépendants des conditions dominantes du climat et de la biosphère (*e.g.*, calcification, décalcification, podzolisation, latérisation), ou bien « interzonaux » influencés par des conditions locales comme le relief ou le matériel parental (*e.g.*, gléisation, salinisation, alcalinisation, pédoturbation) (Singh and Chandran, 2015).

Plusieurs études démontrent que les processus pédogénétiques des Technosols semblent être similaires à ceux des sols naturels (Huot *et al.*, 2015, 2013; Rennert *et al.*, 2011; Séré, 2007; Séré *et al.*, 2010; Uzarowicz, 2013; Uzarowicz and Skiba, 2011). Cependant, c'est la combinaison de ces processus qui peut être parfois inattendue, due à l'assemblage et l'hétérogénéité des matériaux technogéniques trouvés dans les Technosols (Huot *et al.*, 2013; Séré *et al.*, 2010). Huot *et al.*, (2014) montrent que des processus pédogénétiques (décarbonatation et/ou précipitation carbonatée, altération du verre, ségrégation du manganèse) se sont déroulés dans le même Technosol, alors qu'habituellement ce sont des processus qui se déroulent individuellement dans des sols différents (respectivement des sols carbonatés, volcaniques et hydromorphes). En plus des combinaisons inhabituelles des processus de formation, la composition initiale souvent inconnue des matériaux parentaux technogéniques, la forte hétérogénéité à cause des plusieurs événements de dépôt et la courte période de pédogenèse (quelques décennies) rendent l'évaluation des processus pédogénétiques des Technosols plus difficile à évaluer (Huot *et al.*, 2014). En effet, dans un climat favorable, le déséquilibre des matériaux parentaux technogéniques par rapport à leur environnement de dépôt peut suggérer une évolution rapide des processus pédogénétiques dans les Technosols et donc une courte période de pédogenèse (Leguédois *et al.*, 2016). Dans les études faites par Scalenghe and Ferraris (2009) et Séré *et al.*, (2010), des transformations de tendances rapides sur une décennie ont été montrés dans les Technosols. La genèse de ces derniers semble progresser plus rapidement que celle des sols naturels.

1.2.3.2. Les propriétés physico-chimiques des Technosols construits

Les Technosols sont jugés comme des sols hétérogènes qui présentent des caractéristiques variables selon la nature et l'historique des perturbations, le régime de gestion et l'effet des changements environnementaux urbains (Pouyat *et al.*, 2010; Jim, 1993; Short *et al.*, 1986). La composition organo-minérale des matériaux parentaux (artefacts technogéniques)

détermine plusieurs propriétés chimiques et physiques du sol (pH, capacité d'échange cationique, structure, texture, densité, etc.) et affecte leur qualité (Molineux *et al.*, 2009; Olszewski *et al.*, 2010; Rokia *et al.*, 2014). De plus, le mélange des artefacts technogéniques est à l'origine d'une forte hétérogénéité spatiale (IUSS Working Group WRB, 2006). Habituellement, les Technosols sont caractérisés par une texture grossière et sableuse, une densité apparente extrême soit trop élevée soit trop faible ($> 1.6 \text{ g.cm}^{-3}$ ou $< 0.5 \text{ g.cm}^{-3}$), et des valeurs de pH souvent alcalines à cause de la nature calcaire des matériaux utilisés dans le procédé de construction. De plus, un rapport C/N élevé et un niveau de pollution accru sont souvent observés dans les Technosols (Morel *et al.*, 2005 ; Antoni *et al.*, 2013). Leur structure est souvent peu développée, et les horizons de surface ont tendance à la compaction (Morel *et al.*, 2005; Rokia, 2014). En général, les Technosols ont été considérés comme fortement perturbés et de faible fertilité (Craul, 1992).

Pourtant, bien que les Technosols soient fortement altérés par le développement et les activités humaines, ils peuvent présenter une capacité surprenante à soutenir la croissance des plantes et la faune du sol (Pouyat *et al.*, 2010). En conséquence, ils peuvent avoir des taux d'activité biologique relativement élevés et peuvent fournir divers services écosystémiques aux habitants des zones urbaines et des agglomérations. Ceci nécessite le développement des pratiques de gestion durable et une réalisation pensée de Technosols construits. Par exemple, des efforts de gestion par fertilisation et irrigation tendent à maximiser la biomasse et l'accumulation de matière organique dans le sol, comme observé dans le cas des pelouses où la saison de croissance est prolongée par rapport aux prairies et cultures, associé au fait que ces sols ne sont pas régulièrement cultivés (Groffman *et al.*, 2009; Pouyat *et al.*, 2002). Similairement, l'impact des éléments nutritifs favorables à la biomasse (*e.g.*, azote, phosphore et potassium) peut être pris en compte en amont du processus de construction des Technosols. Ainsi, un large éventail de matériaux technogéniques peut être recyclé en Technosols et constituer une source importante en éléments nutritifs pour les plantes. Néanmoins, la phytodisponibilité de ces éléments dépend de la fertilité physique du sol construit et surtout de l'agrégation du sol (Vidal Beaudet *et al.*, 2016).

Les Technosols présentent une forte réactivité chimique (El Khalil *et al.*, 2008; Huot, 2013; Lehmann and Stahr, 2007), mais très peu de travaux ont étudié la fertilité et la capacité d'un Technosol pour soutenir la croissance des plantes (Pey, 2010; Séré *et al.*, 2010). La fertilité chimique des Technosols construits semble alors être contrôlée par le processus d'altération chimique des composants organiques et inorganiques (Jimenez *et al.*, 1993; Johnson *et al.*, 2004; Vidal Beaudet *et al.*, 2016). L'apport de grandes quantités de matière organique aide les Technosols construits à préserver un réservoir de nutriments pour les plantes et les micro-organismes (Vidal Beaudet *et al.*, 2016). Certains artefacts minéraux tels que les briques sont assez stables dans le sol et ne semblent pas participer fortement à la réactivité chimique (matériaux assez inertes du fait du traitement thermique) des Technosols résultants (Nehls *et al.*, 2012). Par contre, l'altération chimique des déchets minéraux semble dépendre de leur granulométrie et porosité (Howard and Olszewska, 2011).

I.3. La construction des Technosols

Le sol est une ressource naturelle qui a un lent processus de formation et qui demande de longues périodes de temps pour se rétablir d'une dégradation. C'est pour ceci que le sol est considérée comme une ressource naturelle non renouvelable (FAO, 2015). Les taux actuels de dégradation et d'utilisation des sols provoquent des inquiétudes par rapport à l'agriculture, les habitats, la biodiversité et plus généralement les écosystèmes (Geneletti *et al.*, 2017). Dans

ce cadre, le développement de méthodologies pour la création de sols conçus pour imiter les sols naturels et adaptés à la croissance de la végétation, appelés sols construits ou Technosols, est nécessaire.

I.3.1. Le processus de construction

Il n'y a pas de "recette unique ou miracle" pour construire un Technosol. Le sol naturel est un système dynamique en évolution constante avec une matrice complexe, dans laquelle la lithosphère, l'hydrosphère, l'atmosphère et la biosphère interagissent. Cependant, dans un effort de mimer ce système, plusieurs études ont visé à obtenir une formulation adaptée qui se rapproche de la composition d'un sol naturel en utilisant **des matériaux structuraux, inorganiques et organiques en diverses proportions** (Cannavo *et al.*, 2018a; Deeb *et al.*, 2020; Flores-Ramírez *et al.*, 2018; Grard *et al.*, 2020).

Pour déterminer une formulation adéquate pour un Technosol construit, plusieurs facteurs sont à considérer. D'abord, les caractéristiques du site d'implantation doivent être prises en considération. Le site peut avoir des vestiges d'activités antérieures telles que contaminations, gravats, compactages, ou bien il peut avoir certaines spécificités locales, telles que le climat, les surfaces environnantes et l'utilisation du sol. Par exemple, dans le cas d'une zone à forte intensité de précipitations, le sol nécessite une texture sableuse pour assurer un drainage adéquat de l'eau et éviter la stagnation, les inondations et le ruissellement (Fabbri *et al.*, 2021). Ensuite, l'objectif final de la construction est à examiner. S'il s'agit de mettre en place un espace vert urbain, les caractéristiques des infrastructures vertes demandent des sols fonctionnels ou des substrats adaptés pour être pleinement opérationnelles (*e.g.*, fertilité chimique adaptée, profondeur suffisante pour la végétation, infiltration et capacité de stockage d'eau correcte, stabilité structurale élevée). Enfin, les coûts et disponibilité locale des matériaux technogéniques sont un point primordial pour le processus de construction (Deeb *et al.*, 2019; Fabbri *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2014; Marié and Rossignol, 1997; Smagin and Sadovnikova, 2015; Vasenev *et al.*, 2017).

Pour les Technosols construits à rôle végétatif, les matériaux utilisés doivent montrer une capacité adéquate de support pour la croissance des plantes dans un cadre de production de biomasse ou pour les toits verts. Différents matériaux ont été étudiés pour identifier leur convenance en termes de coût et de performance, à partir de substrats naturels (Deeb *et al.*, 2020; Grard *et al.*, 2020; Rokia *et al.*, 2014). Ilahi and Ahmad (2017) ont créé un mélange de tourbe de coco et de perlite (sable siliceux d'origine volcanique) qui a amélioré les caractéristiques physiques et hydrauliques du milieu. D'autres matériaux typiques du substrat comprennent les minéraux sous des formes naturelles ou modifiées telles que le sable, les scories et pouzzolanes volcaniques, le schiste, l'argile et l'ardoise expansés (Ampim *et al.*, 2010). En Europe, la tourbe est principalement utilisée, souvent en mélange avec des écorces, du sable, des produits du bois, des produits volcaniques, du compost et du fumier (Alonso *et al.*, 2012). L'avantage le plus important des composants organiques est l'apport de matière organique qui peut être facilement décomposable ou stable, favorisant des effets immédiats ou à long terme (Fabbri *et al.*, 2021). La matière organique améliore les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol en accueillant le développement consistant d'une biomasse microbienne et favorisant un cycle d'éléments subséquent (Larney and Angers, 2012). Les matières organiques utilisées comme amendement du sol peuvent être le fumier, le compost, les résidus de bois et de récolte, les boues des usines de pâtes et papiers et les déchets de transformation des aliments (Ampim *et al.*, 2010).

Une formulation et mélange des matériaux choisis est ensuite déterminée pour remplir les fonctions attendues. Par exemple, dans le projet SITERRE, Rokia *et al.*, (2014) ont réalisé une combinaison de vingt-cinq mélanges organo-minéraux binaires ou ternaires à différents ratios afin d'obtenir une gamme de propriétés chimiques et physiques pour la construction de Technosols.

I.3.2. L'utilisation de déchets dans la construction des Technosols

Souvent, les coûts énergétiques et les impacts environnementaux de la production de matériaux à partir de substrats naturels peuvent rendre leur utilisation difficile (Fabbri *et al.*, 2021). De plus, pour assurer le développement de la végétation et compenser la faible fertilité des sols urbains, de grandes quantités de terre végétale sont importées des zones agricoles ou forestières environnantes (Rokia *et al.*, 2014). L'emploi de matériaux alternatifs, tels que les déchets recyclés, pourrait réduire l'impact environnemental de la réalisation de substrats naturels et l'import de terres végétales, ainsi que minimiser l'élimination des déchets solides dans les décharges (Krook *et al.*, 2012). En effet, la réutilisation de grandes quantités de matières organiques et minérales qui seraient autrement mises en décharge soutient la transition écologique vers une économie circulaire plus durable (Moraga *et al.*, 2019).

Dans le projet SITERRE (Damas and Coulon, 2016), un projet dédié à la création de Technosols construits pour verdir les espaces urbains, la sélection des matériaux à partir du catalogue européen des déchets s'est faite selon les critères fondamentaux suivants : (i) les déchets ne doivent pas être classés dangereux pour la santé des organismes vivants et de l'Homme ; (ii) ils doivent être facilement manipulables pendant la construction ; (iii) ils doivent générer des nuisances minimales pour la population locale et être également compatibles avec le mode de vie des zones urbaines densément peuplées (*e.g.*, critères organoleptiques tels que l'odeur ou la couleur). Après la vérification des critères fondamentaux, les déchets devaient satisfaire au moins un des deux critères suivants : (i) les matériaux doivent impacter positivement la germination et le développement de la végétation ; (ii) ils doivent avoir des propriétés géotechniques (*e.g.*, stabilité, plasticité et cohésion du sol). Dans une autre étude réalisée par Cascone (2019), les principaux critères de sélection des déchets ou sous-produits étaient une disponibilité aisée des matériaux, la possibilité de les obtenir en grandes quantités, une faible toxicité et des propriétés agronomiques.

Parmi les matières minérales recyclées, les plus utilisées sont les déchets du bâtiment issus des activités de construction ou de démolition. Ils représentent environ 30 à 40 % de tous les déchets produits par les pays membres de l'organisation de coopération et de développement économiques (Wilson, 2015). Ainsi, 374 millions de tonnes de ces déchets ont été produits dans l'Union européenne en 2016 (Wahlström *et al.*, 2020). D'autres matériaux structurels ont été utilisés comme matrice pour les sols construits : sédiments terrestres ou glaciaires (Egendorf *et al.*, 2018a), sable aquatique et sédiments de lacs, rivières ou barrages (Brandon and Price, 2007; Fourvel *et al.*, 2019), briques (Rokia *et al.*, 2014; Vidal Beudet *et al.*, 2016), béton et gravats de démolition (Rokia *et al.*, 2014), sable et ferrihydrites recyclés (Flores-Ramírez *et al.*, 2018), déchets de charbon (Amaral Filho *et al.*, 2020; Weiler *et al.*, 2020), déchets miniers (Moreno-Barriga *et al.*, 2017; Zichella *et al.*, 2020), cendres (Feng *et al.*, 2006), bentonites recyclées (Barredo *et al.*, 2020), roches concassées (Haraldsen and Pedersen, 2003), généralement avec ajout de terre végétale naturelle ou native (Amaral Filho *et al.*, 2020; Barredo *et al.*, 2020; Haraldsen and Pedersen, 2003). Les matériaux excavés des horizons profonds du sol peuvent également être exploités à cette fin, en raison de leur grande disponibilité dans tous les pays. Au niveau européen, il a été estimé que plus de 500 millions

de tonnes sont produites chaque année (Rokia *et al.*, 2014), dont une partie atteindrait certainement la qualité à utiliser dans la formulation de Technosol. Les sous-sols excavés ont déjà été utilisés avec succès dans plusieurs projets (Cannavo *et al.*, 2018; Rokia *et al.*, 2014; Vidal Beaudet *et al.*, 2016; Yilmaz *et al.*, 2018).

Concernant les déchets organiques, ils peuvent être une source potentielle de nutriments et de matière organique réintroduits dans les cycles naturels (Nehls *et al.*, 2015a). Le recyclage des déchets organiques a déjà été introduit dans les pratiques agricoles pour économiser les coûts d'engrais et d'amendements et pour éviter l'élimination des déchets (Vidal Beaudet *et al.*, 2016). Divers types de matières organiques peuvent être ajoutés à la matrice inorganique, principalement du compost issu de la digestion aérobie ou des déchets urbains ou verts (Amaral Filho *et al.*, 2020; Barredo *et al.*, 2020; Egendorf *et al.*, 2018; Fourvel *et al.*, 2019; Rokia *et al.*, 2014; Vidal Beaudet *et al.*, 2016; Weiler *et al.*, 2020), mais aussi des boues d'épuration ou de papeterie (Amaral Filho *et al.*, 2020; Barredo *et al.*, 2020; Rokia *et al.*, 2014), les déchets de balayage des rues (Rokia *et al.*, 2014), les déchets verts (Vidal Beaudet *et al.*, 2016), les résidus de furfural (Feng *et al.*, 2006), la tourbe (Hofman *et al.*, 2008) et le biochar (Li *et al.*, 2018; Somerville *et al.*, 2020). Le compost est maintenant estimé être le deuxième déchet organique le plus important, avec des quantités estimées à 15 millions de tonnes recyclées chaque année (Van der Linden and Brusselaers, 2020; European Commission, 2019). Le digestat, issu de l'agriculture et des boues d'épuration est parmi les matériaux les plus disponibles. Il est utilisé directement dans les pratiques agricoles, avec des productions estimées à 120 et 60 millions de tonnes, respectivement, en milieu agricole et urbain (European Commission, 2019). Bien que les avantages de l'ajout de matières organiques soient largement reconnus, le pourcentage optimal de matière organique ne peut pas être établi en termes généraux pour les sols construits. Il peut dépendre de divers facteurs comme le type de déchets organiques, la matrice du sol et les espèces végétales sélectionnées pour le site (Fabbri *et al.*, 2021). Le type de matière organique, qui est fourni pour le sol joue un rôle important d'interaction avec les particules inorganiques conduisant à la formation d'agrégats stables à long terme (Chenu *et al.*, 2000a; Grosbellet *et al.*, 2011a), qui à leur tour affectent de manière significative la fertilité du sol (Vidal Beaudet *et al.*, 2016).

1.3.3. Contraintes et enjeux techniques liés à la construction de Technosols et à leur utilisation

Certaines contraintes doivent être prises en compte lors de la planification de l'utilisation des Technosols construits. Certains déchets sont extrêmement hétérogènes et donc difficiles à caractériser pour assurer leur sécurité (Deeb *et al.*, 2019). Avant toute utilisation de matériau recyclé dans la construction du sol, il est primordial de vérifier qu'il ne soit pas toxique ou contaminé. Certains matériaux comme les composts, les boues d'épuration d'eau, les sédiments, ou bien le digestat peuvent être contaminés par des polluants inorganiques (*e.g.*, Cd, Pb, As) et organiques (*e.g.*, pesticides, HAP) (Brändli *et al.*, 2007; Wu *et al.*, 2021) qui s'accumulent dans la chaîne alimentaire et entraînent des risques pour la santé humaine ou interfèrent avec les fonctions et services du sol. C'est pour ceci qu'il est important de maintenir une faible teneur en polluants et d'assurer leur faible biodisponibilité dans les Technosols construits (Fabbri *et al.*, 2021). Dans une étude réalisée par Wu *et al.*, (2021), il a été montré que l'utilisation des boues d'épuration comme amendement pouvait provoquer une contamination par les métaux. Par ailleurs, l'emploi de résidus de furfural et de cendres pour construire des Technosols pouvait entraîner une contamination au chrome (Feng *et al.*, 2006). Un autre exemple est l'étude réalisée par Vincent *et al.*, (2018) où des paramètres biotiques,

abiotiques et fonctionnels de six Technosols ont été étudiés en les comparant aux sols natifs de sites industriels français. L'un des Technosols examinés a été construit avec des déchets de papeterie, une couche d'ancien sol contaminé aux HAP et une couche de terre végétale de compost. Parmi les six sols étudiés, ce mélange présentait la plus haute qualité en termes de fertilité et de paramètres fonctionnels, avec des valeurs appropriées de matière organique, de capacité de rétention d'eau, de CEC et de teneur en phosphore. Même si les concentrations de polluants inorganiques de ce Technosol étaient similaires à celles des sols industriels (mais au-dessus des valeurs du fond pédo-géochimique en Cd, Pb, Zn), des concentrations élevées en HAP ont été détectées (170 mg.kg^{-1}). Ces résultats encouragent l'utilisation de sols construits mais soulignent la nécessité de les surveiller après application (Fabbri *et al.*, 2021).

L'ajout de matière organique peut aider à contenir les contaminations (Moreno-Barriga *et al.*, 2017), mais une identification minutieuse des types et des quantités appropriés est nécessaire pour éviter de potentielles contraintes. Haraldsen and Pedersen (2003), ont constaté que la croissance des plantes était initialement inhibée en raison des niveaux toxiques d'ammonium-N dans la matière organique de boues d'épuration. Ils ont recommandé un maximum de 10 % v/v de boues ajoutées au mélange pour éviter un excès de nutriments, le lessivage et les troubles des plantes qui en résultent. De même, Fourvel *et al.*, (2019) ont observé des symptômes de jaunissement de l'extrémité des feuilles et une faible production de biomasse pour la croissance du ray-grass dû à l'ajout d'un matériau organique qui a favorisé l'engorgement du sol, limitant l'absorption d'azote. Après douze mois, le jaunissement a diminué au fur et à mesure que la matière organique s'est minéralisée.

Les sols urbains sont également fortement impactés par le compactage (Fabbri *et al.*, 2021). Cela peut affecter la pénétration des racines et la disponibilité des nutriments, réduire le débit d'air et d'eau, la capacité de rétention d'eau, ainsi que favoriser la toxicité de certaines substances (Chenu *et al.*, 2000a). Les Technosols compactés sont souvent assainis par l'ajout de compost (Sax *et al.*, 2017), de biochar (Somerville *et al.*, 2020) ou par certaines pratiques de travail du sol (Somerville *et al.*, 2018). Cependant, il est préférable d'éviter le compactage par une conception adaptée des Technosols. Par exemple, en utilisant du béton concassé dans la construction du Technosol, en quantité adéquate, il est possible de créer un squelette minéral solide, empêchant les phénomènes de compactage sans effets négatifs observés sur la fertilité du sol (Fabbri *et al.*, 2021; Pruvost *et al.*, 2020). Une autre possibilité est la création de zones racinaires à base de sable pour soutenir un espace vert, en exploitant l'excellente résistance du sable au compactage (Waltz *et al.*, 2003). Cette zone peut éventuellement être amendée avec des matériaux organiques (Li *et al.*, 2018).

Le compactage peut également s'amplifier avec le temps, puisque les propriétés physico-chimiques du sol évoluent au fil du temps impactant la croissance des plantes et les fonctions écosystémiques (Fabbri *et al.*, 2021). La porosité d'un sol dépend de la densité de tassement, de la forme des particules, de la distribution granulométrique et de la cimentation, et elle peut changer aux stades primaires de l'évolution du sol (Nimmo, 2013), en particulier en raison du climat et de l'activité biologique (Falsone *et al.*, 2012). Séré *et al.*, (2010) révèlent l'importance d'étudier la pédogenèse des Technosols et leur structuration à partir de l'étude de l'évolution du système poral d'un Technosol obtenu par stratification de compost de déchets verts, de boues de papeterie et de sol industriel traité thermiquement. La quantification des paramètres de macro- et micro-porosité a montré une diminution de la macro-porosité et de la surface moyenne des pores, tandis que le nombre total de pores a augmenté, indiquant un compactage du sol. Les auteurs ont ensuite souligné l'importance de prendre en compte des paramètres biologiques (e.g., la biodiversité, l'abondance de la faune, l'activité végétale et

microbienne) dans le développement du modèle pour prédire avec plus de précision l'évolution de la structure du sol.

Finalement, le rejet social et sociétal des Technosols reste peut-être la contrainte la plus importante à surpasser. Même si les facteurs organoleptiques sont obligatoirement pris en considération lors de la construction d'un Technosol, l'utilisation des déchets pour développer des espaces verts reste toujours mal vue par la population générale. Son acceptation nécessite la coopération entre les disciplines scientifiques, les sciences humaines et sociales, et la vulgarisation scientifique pour un engagement actif avec les communautés. Cependant, selon Deeb *et al.*, (2019), la réutilisation croissante des déchets pourra influencer les normes et les politiques réglementant leur production d'une manière qui facilitera leur recyclage à l'avenir.

I.4. La fertilité physique des Technosols construits

Les Technosols peuvent servir à différents usages comme la mise en place de parcs et des espaces verts (Deeb *et al.*, 2017a; Pruvost, 2018a; Vergnes *et al.*, 2017; Yilmaz *et al.*, 2018), l'aménagement de zones arborées (Cannavo *et al.*, 2018; Damas and Coulon, 2016; Vidal Beaudet *et al.*, 2016), la gestion des eaux pluviales (Alizadehtazi *et al.*, 2020; Deeb *et al.*, 2018; Gill *et al.*, 2017), l'agriculture urbaine (Brandon and Price, 2007; Egendorf *et al.*, 2018; grand *et al.*, 2015) ou bien pour restaurer des terres à l'abandon (Hafeez *et al.*, 2012; Jangorzo *et al.*, 2018; Pey *et al.*, 2014; Séré *et al.*, 2008). Dans le cas de ces travaux, les Technosols construits ont un rôle de support végétal et pour cela, ils doivent être fertiles. Lorsque nous parlons de la fertilité physique, nous nous intéressons spécifiquement à la structure du Technosol, dont l'unité de base sont les agrégats (Frey, 2005).

I.4.1. L'agrégation

Le terme « structure » d'un milieu granulaire fait référence à la disposition spatiale des particules solides et des espaces poreux. Par exemple, dans les matériaux tels que les sables grossiers et les graviers, les particules sont faiblement liées et ont tendance à s'agencer dans des configurations "étroitement emballées" et à énergie minimale. Alors que certains sols peuvent manquer de structure macroscopique ou avoir une structure unique (e.g., les arénosols qui sont des sols riches en quartz à texture sableuse ; IUSS Working Group WRB, 2015), la plupart des sols développent une structure agrégée suite à la pédogenèse. Les particules minérales primaires, généralement en association avec des matériaux organiques, forment de petits amas ou "agrégats de second ordre" et ainsi de suite. La hiérarchie des agrégats dans les sols se reflète non seulement dans l'augmentation de la taille des agrégats à chaque niveau successif, mais aussi dans les mécanismes prédominants par lesquels les particules de ces agrégats sont liées ensemble (Snyder and Vázquez, 2005). Par conséquent, le terme "structure" en science du sol porte généralement une connotation de mécanismes de liaison en plus de la configuration géométrique des particules. Sans structure hiérarchique, les sols à texture moyenne et fine (les limons et les argiles) seraient presque imperméables aux fluides et aux gaz. Pour des teneurs typiques en humidité (10 à 45%), ils posséderaient un arrangement mécanique empêchant la croissance des racines des plantes et des organismes du sol. Ainsi, la structure joue un rôle crucial dans le transport de l'eau, des gaz et des solutés dans l'environnement, et dans la transformation du sol en un milieu de croissance approprié pour les plantes et autres organismes biologiques (Snyder and Vázquez, 2005).

I.4.1.1. Niveaux hiérarchiques et mécanismes de l'agrégation

L'agrégation du sol est le processus par lequel les agrégats de différentes tailles sont joints et maintenus ensemble par différents composants organiques et inorganiques. Dans la nature, ces processus se déroulent de manière plus ou moins continue et agissent simultanément. Par conséquent, leurs effets interagissent, compliquant leur discrimination (Amézketa, 1999).

Tisdall and Oades (1982) ont proposé un concept de hiérarchie agrégée basé sur l'influence de la matière organique du sol en tant qu'agent liant principal. Il a été considéré que les agents liants agissent à travers trois mécanismes : temporaire (principalement des polysaccharides), transitoire (racines et hyphes fongiques) et persistant (substances humiques, complexes de cations métalliques polyvalents et oxydes). Dans ce modèle, les particules fines ($< 20 \mu\text{m}$) se lient entre elles par des agents de liaison persistants formant des micro-agrégats ($53\text{-}250 \mu\text{m}$). Ces micro-agrégats, à leur tour, se lient en macro-agrégats ($> 250 \mu\text{m}$) (**Figure I-4**).

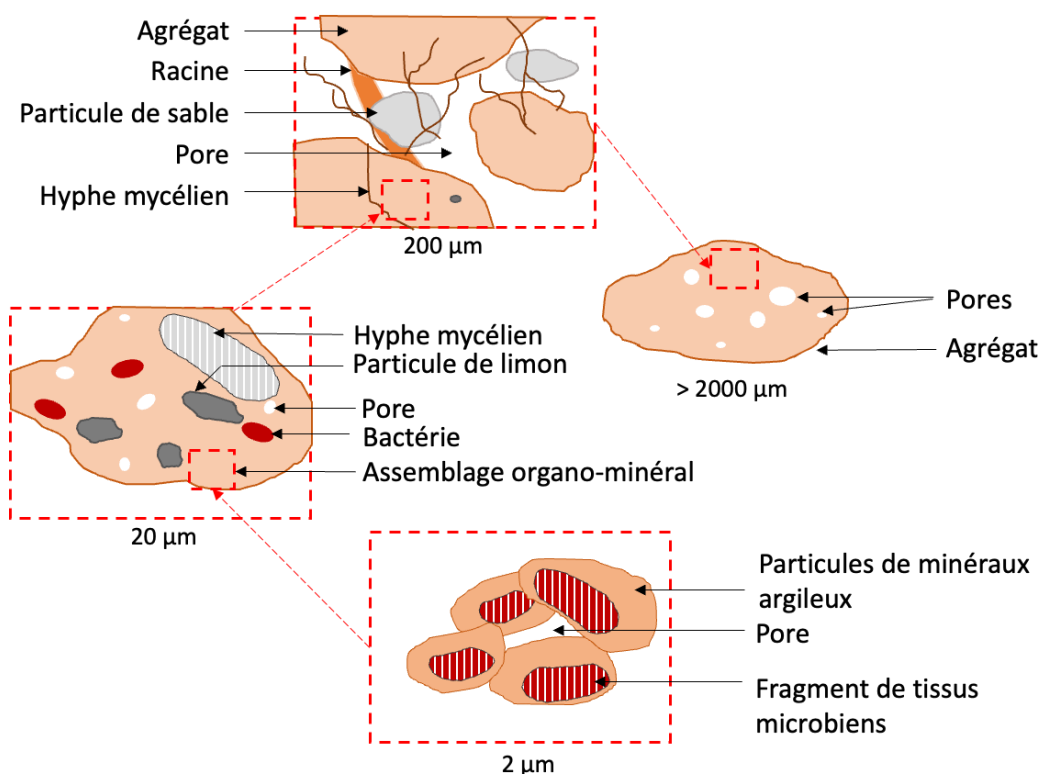


Figure I-4 : modèle d'organisation hiérarchique de l'agrégation selon Tisdall and Oades (1982).

Les micro-agrégats de moins de $2 \mu\text{m}$ semblent initialement formés par floculation des particules d'argiles. La plus grande partie de la matière organique semble être adsorbée uniquement sur les surfaces externes. Ainsi, la liaison entre les particules à cette échelle est régie essentiellement par des phénomènes de forces de van der Waals et de double couches électriques (Snyder and Vázquez, 2005). Les micro-agrégats ont tendance à se former lentement dans les sols, mais une fois formés, ils se dégradent également lentement, même dans des systèmes de gestion des sols défavorables. Les substances organiques dans les micro-agrégats restent stables pendant des centaines voire des milliers d'années (Carter and Stewart, 1996).

Les micro-agrégats entre 2 et $20 \mu\text{m}$ sont formés d'argiles pseudo-orientées, de micro-agrégats de moins de $2 \mu\text{m}$ de diamètre et/ou d'argiles grossières et de fines particules de limon, qui fusionnent autour d'un noyau central de fragments d'hyphes et de cellules ou

colonies bactériennes (Totsche *et al.*, 2018). La liaison est effectuée par des matériaux microbiens tels que des polysaccharides synthétisés par les bactéries et les hyphes. La couche externe des argiles et des micro-agrégats protège les bactéries des organismes tels que les nématodes et les protozoaires, qui sont trop gros pour pénétrer dans la couche externe (Snyder and Vázquez, 2005). Ainsi, jusqu'à 40 à 60 % de la biomasse microbienne du sol ont été trouvés associés à des micro-agrégats de 2 à 20 µm de diamètre (Wilpieszski *et al.*, 2019) qui jouent donc un rôle primordial dans la vie des sols. Similairement aux agrégats inférieurs à 2 µm, les agrégats de 2 à 20 µm sont très résistants aux perturbations mécaniques.

Il existe plusieurs modèles d'agrégation (Edwards and Bremner, 1967; Elliott, 1986; Oades and Waters, 1991; Tisdall and Oades, 1982), et la différence entre eux est principalement le nombre de stades d'agrégation. Tisdall and Oades (1982) ont désigné les particules de l'ordre de 20 à 250 µm comme des micro-agrégats. Cependant, lorsque le limon est défini comme des particules inférieures à 50 µm ou 53 µm (les systèmes américain ou français, respectivement) la limite inférieure des micro-agrégats correspond donc à cette taille limite (Fernández-Ugalde *et al.*, 2013a; Hurisso *et al.*, 2013; Jastrow, 1996; Six *et al.*, 2000; J Six *et al.*, 2004). Cette classe est formée en grande partie de particules ou d'agrégats de moins de 20 µm de diamètre. Ces derniers sont liés par un matériau polysaccharidique autour des noyaux centraux de fines racines et d'hyphes fongiques (Puget *et al.*, 1998; J Six *et al.*, 2004).

Enfin, les micro-agrégats se lient entre eux en macro-agrégats (> 250 µm) par des agents de liaison temporaires tels que les racines et les hyphes, mais aussi par des substances polymériques extracellulaires (EPS) transitoires et des biomolécules d'EPS, notamment des polysaccharides et des protéines (Kleber *et al.*, 2007; Rodionov *et al.*, 2001; Six *et al.*, 2000). En raison de leur effet sur la taille de la porosité dans le sol, ces agrégats sont très influents dans la détermination des propriétés macroscopiques du sol telles que la résistance mécanique, la conductivité hydraulique et l'état d'aération. Ce sont également les agrégats les plus susceptibles de désagrégation sous travail du sol, compactage, impact mécanique de pluie ou humectation rapide (Snyder and Vázquez, 2005).

Le modèle de hiérarchie agrégée de Tisdall and Oades (1982) est généralement appliqué aux sols des régions tempérées dont la matière organique est l'agent liant principal. Cependant, la hiérarchie des agrégats peut être moins évidente dans les sols dominés par des argiles de type 1:1, le fer et l'aluminium, où les interactions minérales servent de force stabilisatrice dominante. Si la hiérarchie des agrégats existe, le principe d'exclusion des porosités proposé par Dexter (1977) est applicable ; les macro-agrégats auront une porosité totale supérieure à celle des micro-agrégats, puisqu'ils contiendront des pores à l'intérieur et entre les micro-agrégats qui les composent.

I.4.1.2. La stabilité structurale des agrégats

La forme structurale du sol fait référence à l'agencement hétérogène des particules et de l'espace vide qui existe à un moment donné, alors que la stabilité de la structure d'un sol est sa capacité à conserver cet agencement lorsqu'il est exposé à différentes contraintes (Angers and Carter, 2020). Un sol structuré est décrit comme avoir une structure où tous les ordres hiérarchiques sont bien développés et stables contre les actions de l'eau et les contraintes mécaniques externes (Dexter, 1988). C'est une caractéristique indispensable pour l'utilisation durable d'un sol, pour soutenir la productivité de biomasse durable et préserver la qualité de l'environnement, et ceci dépend de la présence d'agrégats stables. La stabilité des agrégats et des pores entre eux affecte le mouvement et le stockage de l'eau, l'aération, l'érosion,

l'activité biologique et la croissance des cultures (Amézketa, 1999). Ainsi, elle influence un large éventail de processus physiques et biogéochimiques en environnement naturel et agricole. Le maintien d'une stabilité élevée des agrégats du sol est essentiel pour préserver la productivité du sol, minimiser l'érosion et la dégradation des sols et minimiser la pollution de l'environnement dérivée de la dégradation des sols. Arshad and Coen (1992) ont proposé la stabilité des agrégats comme l'une des propriétés physiques du sol pouvant servir d'indicateur de la qualité du sol. De plus, elle a été incluse dans la normalisation internationale des mesures de la qualité des sols (Hortensius and Welling, 1996). En outre, les mesures de la stabilité des agrégats du sol pourraient également permettre d'estimer d'autres propriétés du sol, telles que le potentiel érosif et encroûteux des sols, qui eux-mêmes nécessitent beaucoup de temps, de travail et de soutien économique (Amézketa, 1999).

Certains auteurs rapportent que la formation d'agrégats de sol se produit principalement en raison de forces physiques, tandis que la stabilisation des agrégats de sol est produite par un certain nombre de facteurs, en particulier la quantité et la qualité des agents stabilisants inorganiques et organiques (Lynch and Bragg, 1985; Oades, 1993; Dalal and Bridge, 2020). Deux groupes principaux de facteurs affectant la stabilité des agrégats du sol peuvent être considérés : (i) les caractéristiques primaires du sol ou facteurs internes, et (ii) les facteurs externes du sol (Amézketa, 1999).

I.4.1.2.1. Les facteurs internes de la stabilisation des agrégats

I.4.1.2.1.1. La floculation

La floculation d'argile est une condition préalable à l'agrégation du sol (Dexter, 1988). Les principaux facteurs contrôlant la dispersion/floculation de l'argile sont la concentration en électrolytes (CE) *i.e.* la force ionique de la solution, la valeur de pH de la solution et la quantité de Na^+ (versus Ca^{2+} et Mg^{2+}) dans la solution exprimée par le Sodium Adsorption Ratio (SAR) (Amézketa and Aragüés, 1995a, 1995b; Quirk and Schofield, 1955; Shainberg and Letey, 1984; Suarez *et al.*, 1984). Shainberg *et al.*, (1992) ont suggéré que la désintégration des macro-agrégats du sol en micro-agrégats est produite principalement par l'action d'humectation et par l'impact mécanique des gouttes d'eau, indépendamment de la concentration et composition d'électrolytes (en particulier le SAR). Cependant, certaines études ont montré un effet néfaste de la sodicité sur la stabilité des macro-agrégats, montrant qu'elle diminuait la quantité de macro-agrégats ($> 250 \mu\text{m}$) et systématiquement augmentait la quantité de micro-agrégats (Barzegar *et al.*, 1994; Levy and Torrento, 1995).

De faibles CE et des valeurs élevées de SAR produisent une dispersion et un gonflement de l'argile et par conséquent la perte de structure du sol (Amézketa and Aragüés, 1995a; Rengasamy and Olsson, 1991). Comme la sodicité du sol s'accompagne généralement d'une augmentation de la valeur du pH du sol (Wiesman, 2009), la dispersion de l'argile est également corrélée avec la valeur de pH du sol (Arora and Coleman, 1979; Chiang *et al.*, 1987; Chorom *et al.*, 1994; Gupta *et al.*, 1984; Keren, 1988; Shainberg and Letey, 1984; Suarez *et al.*, 1984). Toutefois, selon (Amézketa and Aragüés, 1995b), l'impact des valeurs élevées de pH sur la dispersion d'argile n'était significatif que pour des CE inférieures à la valeur de floculation. De plus, pour un SAR donné, la dispersion d'argile diffère avec la présence de calcium ou magnésium, puisque le Ca^{2+} est plus efficace que le Mg^{2+} dans la floculation des particules d'argile du sol (Curtin *et al.*, 1994; Heil and Sposito, 1993; Yousaf *et al.*, 1987). Cet effet différentiel peut être négligeable dans les sols riches en carbonate de calcium, car le Mg^{2+} échangeable facilite potentiellement la dissolution de CaCO_3 et les électrolytes libérés

empêchent la dispersion de l'argile (Alperovitch *et al.*, 1986). Cependant, Amézketa and Aragüés (1995b) ont montré que le calcium et magnésium avaient le même effet sur la dispersion de l'argile dans plusieurs sols calcaires. Des quatre principaux cations trouvés dans les sols (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+), l'effet du potassium échangeable (K^+) sur les propriétés physiques et hydrauliques du sol est probablement le moins clair dû à la variation des résultats rapportés. Quirk and Schofield (1955) considèrent le potassium aussi délétère que le sodium, alors que Levy and Torrento (1995) ont trouvé que K^+ n'était pas nuisible et qu'il limitait la dispersion de l'argile et maintenait la stabilité des macro-agrégats. En revanche, Levy and Van der Watt (1990) ont observé un effet intermédiaire du K^+ entre Ca^{2+} et Na^+ . De plus, la série lyotrope de Hofmeister établit que l'ordre décroissant des cations favorisant la floculation est $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ (Van Olphen, 1964).

I.4.1.2.1.2. La cimentation

Suite à la floculation, les agrégats sont formés une fois qu'ils sont stabilisés par la cimentation. Un ou plusieurs agents de cimentation peuvent intervenir tels que les carbonates, le gypse, les sesquioxides, les argiles minéralogiques et la matière organique (Tisdall and Oades, 1982).

En effet, l'effet bénéfique de la dissolution de la calcite sur la stabilité structurale des sols calcaires a été rapporté par plusieurs études (Alperovitch *et al.*, 1986; Ben-Hur *et al.*, 1985; minhas and Sharma, 1986; Shainberg *et al.*, 1988; Yadav and Girdhar, 1981). Ils ont conclu que le calcium libéré était suffisant pour empêcher la dispersion de l'argile. Le Bissonais (1996) a expliqué que l'effet du CaCO_3 sur la stabilité des agrégats dépend probablement de la distribution granulométrique des particules de CaCO_3 et de la teneur en argile. Pour un effet d'agrégation bénéfique, il doit y avoir suffisamment d'argiles minéralogiques et les particules de CaCO_3 doivent être finement divisées plus petites que les limons. De plus, la remédiation des sols sodiques avec du CaCO_3 naturel est améliorée par l'enrichissement de l'eau d'irrigation avec du CO_2 , ce qui conduit à une dissolution constante de la chaux et à un apport continu de Ca^{2+} qui élimine le Na^+ des sites d'échange (Nadler *et al.*, 1996). La remédiation des sols peut notamment être faite par des apport en gypse. Cependant l'augmentation des débits réduit l'efficacité du gypse en limitant : (i) l'épaisseur du film d'eau autour des particules de gypse ainsi que le temps de contact, et (ii) l'opportunité d'échange Ca^{2+} - Na^+ (Nadler *et al.*, 1996).

Les argiles font partie des facteurs d'agrégation mais leur effet dépend de leur nature. Compte tenu des caractéristiques physicochimiques des argiles, les smectites devraient être plus agrégantes que les autres argiles en raison de leur grande surface spécifique, leur capacité d'échange cationique (CEC) élevée et par conséquent, leur capacité d'interaction physicochimique élevée (Amézketa, 1999). Emerson (1964) a montré que les argiles gonflantes sont moins sujettes à l'éclatement par rapport à la kaolinite ou l'illite car la pression d'air emprisonnée est libérée par leur gonflement. Par contre, elles sont plus sujettes à la fissuration (Le Bissonais, 1996). À l'inverse, dans des conditions instables (ex. des valeurs SAR élevées et de faibles concentrations d'électrolytes), les sols riches en montmorillonite sont instables. Les sols à teneur élevée en kaolinite et sesquioxides sont relativement stables, et les sols riches en minéraux argileux 2:1 (mais sans ou faiblement riches en argiles gonflantes *i.e.* montmorillonite) ont un comportement intermédiaire. Il semble que l'association fréquente de la kaolinite avec les oxydes de fer peut être responsable de la forte stabilité de leurs agrégats face à l'humectation rapide (McNeal *et al.*, 1966). La fragilité des agrégats d'illite est particulièrement évidente face à la dispersion chimique, un autre mécanisme de

désagrégation, en raison de leurs valeurs élevées de floculation (Arora and Coleman, 1979; El-Swaify, 1976; Oster *et al.*, 1980; Shainberg and Letey, 1984; Van Olphen, 1964).

La minéralogie de l'argile influence la stabilité des agrégats du sol, mais il est compliqué d'évaluer l'effet de chaque argile minérale distinctivement. Les sols contiennent généralement un mélange de minéraux argileux et leur comportement est modifié par l'association avec d'autres minéraux (Amézketa, 1999). Frenkel *et al.*, (1978) ont rapporté que l'ajout de faibles quantités de montmorillonite à des sols kaoliniques favorise la dispersion de la kaolinite. Ce comportement s'expliquerait par l'interaction forte des montmorillonites sur les bords de la kaolinite, empêchant l'association bord - face des kaolinites et donc leurs stabilités structurales. Toutefois, les études de la dispersion des argiles du sol sont souvent basées sur la dispersion des argiles de référence correspondantes (Arora and Coleman, 1979; Yousaf *et al.*, 1987), alors que la stabilité colloïdale et la valeur de floculation des suspensions d'argiles du sol sont supérieures à celles des suspensions d'argile de référence (Goldberg and Forster, 1990; Rengasamy, 1983). Amézketa and Aragüés (1995b) ont rapporté que les tests de dispersion (tests de stabilité des micro-agrégats) utilisant des argiles de référence ne sont pas appropriés pour décrire le comportement de floculation/dispersion des argiles du sol. Ceci rendrait l'extrapolation à partir des résultats d'argiles de référence irréaliste, et les facteurs supplémentaires affectant la stabilité colloïdale des sols (*e.g.*, la teneur en matière organique, en oxy(hydroxy)des de Fe *et al.*, ou en CaCO₃) doivent être pris en compte (Frenkel *et al.*, 1978; Kretzschmar *et al.*, 1993; Miller *et al.*, 1990). Il n'empêche qu'il est primordial pour comprendre un système complexe de le simplifier malgré les biais engendrés. En conclusion, l'effet de la minéralogie des argiles sur la stabilité des agrégats semble être ambivalent. Cependant, l'interaction de ce facteur avec d'autres propriétés du sol peut être responsable des résultats contradictoires. La teneur en argile a également été considérée comme un agent de cimentation (Brubaker *et al.*, 1992; Curtin *et al.*, 1994; Le Bissonnais, 1996; Shainberg *et al.*, 1992). Cependant Ternan *et al.*, (1996) ont constaté que les sols avec une teneur en argile plus élevée avaient une stabilité globale plus faible.

Le rôle de la matière organique du sol dans la stabilité des agrégats est difficile à déterminer (Amézketa, 1999). De nombreuses études montrent une corrélation positive entre la matière organique et la stabilité structurale des agrégats dans l'eau (Chaney and Swift, 1984; Fortun *et al.*, 1989; Mbagwu and Piccolo, 1989). Malgré cela, l'addition d'anions organiques et les substances humiques peut avoir un effet dispersif sur les argiles causant la désagrégation des micro-agrégats (Heil and Sposito, 1993; Itami and Kyuma, 1995). Goldberg *et al.*, (1990) et Nadler *et al.*, (1996) ont suggéré que l'effet de la matière organique sur la structure du sol est fonction de l'échelle de taille des particules de sol analysées. En ce sens, dans les petits agrégats (< 2 µm), la matière organique agit sur la charge des particules (Goldberg *et al.*, 1990), alors que dans les agrégats grossiers, la matière organique agit comme un agent liant (Tisdall and Oades, 1982). Plusieurs travaux ont étudié la répartition de la matière organique dans différentes fractions granulométriques des agrégats de sol (Christensen, 1986; Puget *et al.*, 1998; Schulten *et al.*, 1993), ainsi que les taux de décomposition des fractions granulométriques et volumétriques de la matière organique du sol (Golchin *et al.*, 1995, 1994; Hassink, 1995). Il a été conclu que la matière organique peut être classée en fonction de son incorporation dans les agrégats du sol en matière organique (i) transitoire (polysaccharides), (ii) temporaire (hyphes fongiques et racines des plantes), et (iii) persistante (composés aromatiques et polymères fortement adsorbés) (Tisdall and Oades, 1982). L'effet stabilisant de la matière organique résulte de la combinaison de l'effet agrégeant transitoire et persistant sur les micro-agrégats, et l'effet stabilisant temporaire des racines et des hyphes sur les

macro-agrégats (Amézketa, 1999). De plus, certains auteurs ont rapporté qu'un autre effet positif de la matière organique est de former un revêtement hydrophobe autour des agrégats, réduisant la mouillabilité du sol, ralentissant le taux de mouillage, et par conséquent réduisant la sensibilité à l'éclatement (Caron *et al.*, 1996; Castiglioni *et al.*, 2018; Zhang and Miller, 1996).

D'autres agents de cimentation sont les sesquioxydes (Amézketa, 1999). Leur influence sur l'agrégation du sol dépend de leur cristallinité, de la taille des particules, de la distribution de l'oxyde et du niveau auquel les oxydes agissent (van Den Broek, 1989). L'effet majeur de ces composés est principalement sur la micro-agrégation des sols, et limite essentiellement la dispersion et le gonflement des argiles par différents mécanismes : (i) l'effet flocculant du fer *et al.*, aluminium en solution ; (ii) l'effet liant des sesquioxydes entre les particules d'argiles et les molécules organiques ; (iii) la précipitation des sesquioxydes sous forme de gels sur les surfaces argileuses (Amézketa, 1999). De nombreuses études ont conclu que les sols à forte teneur en oxydes de fer et d'aluminium sont très stables (Chiang *et al.*, 1987; du Plessis and Shainberg, 1985; El-Swaify, 1976; El-Swaify and Emerson, 1975; Goldberg *et al.*, 1990; Keren, 1988; Keren and Singer, 1991, 1990; McNeal *et al.*, 1968; McNeal and Coleman, 1966; Pinheiro-Dick and Schwertmann, 1996; Shainberg *et al.*, 1987), et certains ont conclu que les polymères d'aluminium sont plus efficaces pour l'agrégation que les polymères de fer (El-Rayah and Rowell, 1973; El-Swaify, 1976; El-Swaify and Emerson, 1975; Frenkel and Shainberg, 1980; Goldberg and Glaubig, 1987; Keren and Singer, 1989, 1990). La haute efficacité des polymères d'aluminium est due à (i) leur point de charge nulle plus élevé, conduisant à une plus forte densité de charge, et par conséquent à une plus forte attraction argile-polymère; et (ii) la forme plane des précipités d'Al, différente de la forme plutôt sphérique des polymères de Fe, engendrant une surface de contact plus élevée, et donc une surface d'interaction potentielle plus élevée avec les particules d'argile (Goldberg and Glaubig, 1987; Keren and Singer, 1989, 1990). Cependant, d'autres auteurs (McNeal *et al.*, 1968; Shainberg *et al.*, 1987) ont trouvé que les polymères de Fe (comme FeCl_3) stabilisaient les agrégats mieux que les polymères d'Al, et ont conclu que l'effet stabilisant était lié à la charge sur les polymères.

I.4.1.2.2. Les facteurs externes de la stabilisation d'agrégats

I.4.1.2.2.1. Les processus physiques liés au climat

Le climat est l'un des facteurs de formation du sol, influençant fortement le type de sol et le degré d'agrégation (Carter and Stewart, 1996). Les conditions météorologiques influencent les processus saisonniers, qui à leur tour affectent la stabilité des agrégats (Blackman, 1992; Bullock *et al.*, 1988). La température de l'air et du sol a un effet indirect sur la stabilité des agrégats du sol par leur effet sur la teneur en eau de la surface du sol. Le refroidissement rapide de la surface du sol induit des gradients qui provoquent la migration de l'humidité vers la surface à partir du sol plus profond, augmentant la teneur en eau (Bullock *et al.*, 1988). Généralement, les changements de teneur en eau et de température de l'air influencent la formation et la destruction de la structure du sol de manière dynamique (Amézketa, 1999). Cependant, Lynch and Bragg (1985) et Oades (1993) ont évoqué que la formation des agrégats du sol serait attribuée principalement à des forces physiques telles que celles associées aux processus d'humectation/dessiccation ou encore le gel/dégel.

Singer *et al.*, (1992) ont créé des agrégats artificiels en séchant des suspensions de grains de quartz (0,1 à 0,5 mm en diamètre) lavés à l'acide et des quantités variables de smectite, de kaolinite ou d'illite de référence saturée en Ca à 40 °C. Ils ont suggéré que les cycles

d'humectation et de dessiccation avaient un effet sur la stabilité des agrégats artificiels, mais que cet effet dépendait du type d'argile. Les effets des cycles d'humectation/dessiccation dépendent également des conditions expérimentales. Les agrégats humectés très lentement conservent leur structure (Amézketa *et al.*, 1996; Reichert and Norton, 1994). Cependant, lorsque le processus d'humectation n'est pas suffisamment lent, il peut être très perturbateur causant soit une désagrégation complète (éclatement), soit un affaiblissement de certaines zones des agrégats par des microfissures dans la matrice du sol, réduisant la cohésion des particules et donc la résistance du sol (Barzegar *et al.*, 1996; Le Bissonnais, 1988; Oades, 1993).

La stabilité varie également avec la teneur en eau du sol au moment de l'échantillonnage. Une augmentation de la condition initiale de teneur en eau augmente la résistance d'un agrégat aux forces perturbatrices (Gollany *et al.*, 1991; Le Bissonnais and Singer, 1992; Le Bissonnais *et al.*, 1989; Truman *et al.*, 1990). Le Bissonnais and Singer (1992) ont également observé que l'effet positif apparent de l'augmentation de la teneur en eau sur la stabilité des agrégats est dû à la réduction de l'éclatement, tandis que l'effet négatif apparent est dû au fait que la résistance mécanique des agrégats humides face à l'impact des gouttes de pluies est inférieure à celle des agrégats secs. Cette réduction de force de cohésion à des teneurs en eau plus élevées a été attribuée en partie aux effets osmotiques et la dissolution du matériau stabilisant (Watts *et al.*, 1996). Reichert and Norton (1994) et Shainberg *et al.*, (1992) ont ajouté que pour les sols riches en smectites, la capacité d'hydratation des cations échangeables comme celle des surfaces argileuses rendent les agrégats humides plus faibles que les agrégats secs.

Dans le cas du processus de séchage, le potentiel matriciel du sol augmente lorsque la teneur en eau diminue. Par conséquent, les ménisques lors du retrait de l'eau rapprochent les petites particules minérales en suspension, et augmentent les surfaces de contact pour que la liaison puisse avoir lieu (Amézketa, 1999). Au fur et à mesure que le séchage se poursuit, les composés solubles tels que la silice, les carbonates et les molécules organiques se concentrent dans la phase liquide. Cette solution concentrée se contracte au voisinage immédiat et des solutés sont précipités autour des points de contact (Lehrsch and Brown, 1995; Mulla *et al.*, 1992). Ainsi, la combinaison du dépôt de colloïdes et de la précipitation de phases solubles autour des points de contact entre les particules de sol stabilise les agrégats lorsqu'ils sont secs, augmentant ainsi la cohésion du sol (Amézketa, 1999). Dexter (1988) et Oades (1993) ajoutent que dans certains sols, le retrait au séchage développe la structure du sol en créant des agrégats. De plus, les changements lors de l'humectation ne sont pas entièrement inversés lors du séchage et cette hystérésis conduit au développement progressif d'unités structurales à travers des cycles séquentiels humectation/dessiccation.

En ce qui concerne les forces physiques liées au gel/dégel, le gel des agrégats entraîne l'expansion des cristaux de glace dans leurs pores, la rupture des liaisons et la division des macro-agrégats en micro-agrégats. Ensuite, pendant le dégel, en raison des liaisons faibles qui existent entre les micro-agrégats, les pores créés par l'expansion de la glace s'effondrent (Bullock *et al.*, 1988; Kay *et al.*, 1985). Les propriétés des sols argileux compactés ont tendance à être améliorées par l'action du gel, puisque le sol se fragmente et s'ameublit, augmentant ainsi les conditions de drainage et de ventilation. Tandis que les propriétés des sols non compactés et saturés sont détériorées dû aux changements issus de la pression de la glace, la consolidation et le tassement par dégel (e.g., orientation des particules, réduction de pores interstitiels). Finalement, ceci peut entraîner un compactage et une diminution de la perméabilité de ces sols (Czurda *et al.*, 1995).

Enfin, la vitesse du vent affecte également la stabilité structurale du sol, et en particulier l'érodabilité du sol. L'érosion éolienne est un processus de dégradation qui entraîne une perte de sol et qui limite la durabilité de l'agriculture (Amézketa, 1999), et sa gravité dépend de la distribution granulométrique globale de la surface du sol (Kemper and Rosenau, 1984). Il a été considéré que la fraction de particules érodables par le vent est la fraction inférieure à 0,84 mm (Campbell *et al.*, 1993a, 1993b).

I.4.1.2.2.2. Les facteurs biologiques

Les facteurs biologiques contribuant à la formation de sol comprennent les racines des plantes, les microbes du sol et la faune du sol (Amézketa, 1999). Ils forment les agrégats et contribuent à la porosité, en particulier des macropores, mais leur rôle majeur est la stabilisation de la structure du sol. En terme de facteurs biologiques, la structure du sol va être influencée par : (i) les organismes eux-mêmes, (ii) leurs activités, (iii) leurs sous-produits (Jastrow and Miller, 1998).

Les racines sont considérées comme des agents de liaison temporaire (Tisdall and Oades, 1982). Plusieurs auteurs ont mis en évidence l'amélioration de la stabilité des macro-agrégats en présence de racines (Habib *et al.*, 1990; Pojasok and Kay, 1990). Leur impact sur l'agrégation du sol consiste à : (i) rassembler les particules fines en macro-agrégats stables ; (ii) assécher l'environnement du sol localisé autour des racines et réorienter les particules d'argile parallèlement à l'axe de la racine; (iii) apporter des résidus organiques décomposables au sol; (iv) soutenir une importante population microbienne dans la rhizosphère; (v) fournir des nutriments à la faune du sol (*e.g.*, vers de terre) (Oades, 1993; Tisdall, 1995; Tisdall and Oades, 1982); et (vi) libérer des cations polyvalents et augmenter les concentrations d'ions en solution (Pojasok and Kay, 1990).

Les bactéries, les hyphes, les champignons mycorhiziens et les champignons saprophytes sont les principaux microbes agrégeants. Ils sont considérés comme des liants temporaires (Tisdall and Oades, 1982). Il existe une corrélation significative entre la biomasse microbienne et la stabilité humide des agrégats (Bruce *et al.*, 1992; Kandeler and Murer, 1993). Les microorganismes produisent des enzymes responsables de la minéralisation des composés à haut poids moléculaire (Kandeler and Murer, 1993), et libèrent également des polysaccharides extracellulaires (Baldock *et al.*, 1990; Chenu, 1993), qui lient les particules du sol et stabilisent les agrégats. Les mucilages sont considérés comme des agents liants transitoires (Tisdall and Oades, 1982) puisqu'ils sont décomposés rapidement par les microorganismes. Dans l'étude menée par Amézketa *et al.*, (1995), l'inoculation d'agrégats avec les bactéries a significativement augmenté leur stabilité humide grâce aux sécrétions des polysaccharides extracellulaires. Cependant, Dorioz *et al.*, (1993) ont conclu que ce n'était pas que la sécrétion des polysaccharides qui influençait la stabilité des agrégats. Les organismes vivants sont capables d'induire une structure dans la matrice minérale, quand les mécanismes physiques s'avèrent inefficaces. Des mécanismes d'adsorption d'eau par les organismes développent du stress qui favorisent la réorganisation et la réorientation des particules d'argiles autour des cellules de l'organisme, stabilisant les micro-agrégats (Dorioz *et al.*, 1993a). Les champignons, à leur tour, avec leurs réseaux de mycélium se développent dans les fissures et enchevêtrent les argiles (Tisdall, 1991), ainsi que ralentissent le processus d'éclatement par humectation rapide dans le sol (Thomas *et al.*, 1993).

La structure est également stabilisée par la faune du sol. Les vers de terre, les larves d'insectes et d'autres macrofaunes peuvent stabiliser la structure en ingérant le sol et en le mélangeant

intimement avec des matières organiques humidifiées. Le sol peut notamment être ingéré sous forme de moulages ou de boulettes (Miller and Jastrow, 1990; Oades, 1993; Tisdall and Oades, 1982). Les terriers de vers de terre favorisent fortement l'infiltration d'eau, les échanges gazeux et la croissance des racines (Stewart and Hartge, 1995), et leur turricule améliore la stabilité des agrégats du sol à long terme. De plus, la mésofaune (e.g., les nématodes, les termites, les fourmis) peut former une structure en créant des biopores (Oades, 1993).

I.4.1.3. La relation entre la distribution granulométrique des agrégats et leur stabilité

La mesure des aspects physiques de l'agrégation d'un volume de sol, contenant un nombre représentatif d'agrégats, est la façon la plus habituelle de caractériser la distribution granulométrique ou la stabilité des agrégats (Dane and Topp, 2020). Malgré cela, cette mesure peut être compliquée par les interrelations de propriétés des agrégats, conceptuellement inséparables, telles que la taille des agrégats et leur force de cohésion (Nimmo, 2005). Les fractions de taille d'agrégats mesurées dépendent de la force perturbatrice appliquée pour séparer les agrégats. Par exemple, la détermination de la distribution granulométrique des agrégats par tamisage ne peut se faire sans une force perturbatrice de collisions entre les agrégats et le tamis. Ceci signifie que la force et la taille ne peuvent pas être mesurées indépendamment (Nimmo and Perkins, 2002). Les méthodes de mesure de la distribution granulométrique des agrégats ou leur stabilité se différencient de l'une et l'autre par la technique elle-même : une méthode de taille d'agrégats qui repose sur une force perturbatrice spécifiée ou une méthode de stabilité qui repose sur l'effet de la force sur une taille donnée d'agrégats. La différence peut être aussi au niveau de l'interprétation ou représentation des données (e.g., distribution relative des tailles d'agrégats, diamètre moyen pondéré pour indiquer la stabilité) (Nimmo, 2005). Plusieurs méthodes ont été proposées pour déterminer la distribution granulométrique et la stabilité des agrégats (Kemper and Rosenau, 1986). La pertinence de ces méthodes va dépendre de l'objectif de l'étude.

Les forces appliquées pour fragmenter ou séparer les agrégats des mottes du sol sont fondamentalement artificielles. En laboratoire, les méthodes reposent sur des forces variables et non spécifiques dans un processus qui implique généralement une combinaison de tamisage, de broyage ou de vibration. Certaines méthodes utilisent d'autres phénomènes de désagrégation comme l'introduction d'eau ou d'un autre liquide dans un sol relativement sec. En spécifiant les procédures qui définissent efficacement la distribution granulométrique des agrégats, il existe trois points essentiels à éclaircir : la force ou l'énergie de rupture appliquée, la distribution des agrégats et des particules, et les conditions d'essai (Nimmo and Perkins, 2002).

Lors des mesures de stabilité des agrégats, de nombreuses techniques impliquent une humectation ou une immersion délibérée des agrégats. Les mesures sur les agrégats humides en comparaison avec ceux secs, ciblent différentes propriétés physiques et prennent en compte de degré d'humidité, ainsi que le moyen par lequel l'eau a été introduite (Nimmo, 2005). L'humectation rapide implique l'immersion d'agrégats secs dans l'eau pendant un certain temps avant de les tamiser mécaniquement. L'entrée rapide de l'eau provoque une libération immédiate de l'air piégé dans les pores de l'agrégat pour être remplacé par l'eau. Ainsi, dans le cas d'instabilité structurale, l'agrégat éclatera. L'humectation sous vide vise d'abord à vider l'air piégé dans les pores de l'agrégat puis à l'humecter instantanément, produisant une perturbation minimale par rapport à l'humectation rapide en évitant l'éclatement entraîné par la sortie des bulles d'air. Ce dernier peut être notamment empêché

en humectant les agrégats préalablement dans un solvant organique (e.g., éthanol, méthanol) avant d'introduire l'eau. L'humectation peut aussi être lentement administrée en mettant en contact les agrégats avec de la vapeur ou en les plaçant sur un papier filtre humide. Ce moyen est le moins destructeur et généralement les valeurs de stabilité obtenues sont plus élevées par rapport à l'humectation rapide (Le Bissonnais, 1996; Nimmo and Perkins, 2002). L'utilisation combinée de l'humectation lente capillaire et l'humectation rapide (provoquant l'éclatement) a été utilisée pour contraster les différences dans les distributions de taille des agrégats pour les sols avec des historiques de gestion différents, mais aussi pour comprendre les facteurs qui influencent la stabilité des agrégats (Cambardella and Elliott, 1993; Elliott, 1986; Le Bissonnais, 1996; Six *et al.*, 1998), ou encore comme moyen de différencier les macro-agrégats stables des instables (Gale *et al.*, 2000; Le Bissonnais, 1996).

I.4.2. L'agrégation dans les Technosols

Dans les sols naturels, l'agrégation est principalement le résultat d'interactions biologiques entre la matière organique et les minéraux, impliquant principalement des composés organiques d'origine végétale ou microbienne, c'est-à-dire des substances humiques, des polysaccharides et des minéraux argileux, qui cimentent des particules plus grosses (Amézketa *et al.*, 1995). Les processus se produisant dans les Technosols semblent être similaires à ceux des sols naturels (Huot *et al.*, 2015, 2013; Rennert *et al.*, 2011; Séré *et al.*, 2010; Uzarowicz, 2013; Uzarowicz and Skiba, 2011). Séré (2007) a observé plusieurs processus bien connus au cours des premières années d'un Technosol construit, tels que l'altération (pour la silice amorphe, la calcite et les oxydes de fer), l'échange d'ions, le tassement, la structuration/agrégation et la minéralisation de la matière organique.

L'agrégation est l'un des processus physiques importants à étudier au cours des premiers stades de la pédogenèse des Technosols (Séré *et al.*, 2010). Des travaux ont exploré l'agrégation qui peut avoir lieu dans les Technosols. Dans l'étude faite par Monsérié *et al.*, (2009) des micro-agrégats technogéniques stables étaient nouvellement formés (2-200 μm) dans des déchets de cokerie, résultants à la fois de l'ancienne activité de cokerie et d'un phénomène de néo-agrégation impliquant les HAP. Séré *et al.*, (2010) ont étudié un Technosol construit à partir de déchets (boues papetières mélangés avec un sol industriel traité thermiquement et du compost de déchets verts) qui a révélé contenir des agrégats stables. L'agrégation dans les Technosols lors des premiers stades de pédogenèse a notamment été quantifiée par Jangorzo *et al.*, (2013), qui ont montré l'impact positif des facteurs biologiques (activité de la faune et développement racinaire).

Globalement, le processus d'agrégation dans les Technosols est fortement lié à l'ajout de matériaux organiques qui interagissent avec les matériaux minéraux pour une stabilisation à long terme des agrégats (Angers *et al.*, 1999; Chenu *et al.*, 2000a; Grosbellet *et al.*, 2011a; Jastrow, 1996). Similairement, selon le modèle conceptuel de Six *et al.*, (2000), les apports de matière organique fraîche induisent la formation de macro-agrégats sur une charpente de racines fines et d'hyphes mycorhiziens. La décomposition de la matière organique du sol au sein de ces macro-agrégats initie la formation de micro-agrégats stables (< 250 μm), qui sont liés entre eux par des apports organiques décomposés et des composés aromatiques résistants. Le taux et l'ampleur de l'agrégation peuvent être très variables d'un site à l'autre en raison des différences de texture et de fertilité du sol (Baer *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2015), de la minéralogie de l'argile (Chivenge *et al.*, 2011; Reichert *et al.*, 2009), de la croissance des racines et de l'abondance des hyphes (Barto *et al.*, 2010a), de l'apport de matière organique et de sa décomposition (A. Kong *et al.*, 2005; Ontl *et al.*, 2015), de la température et de

l'humidité (Chivenge *et al.*, 2011; Kalinina *et al.*, 2015; Reichert *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2015), et des matériaux parentaux technogéniques (Monsérié *et al.*, 2009).

I.5. Conclusion

Le sol est une ressource naturelle non renouvelable. Cependant, les taux actuels d'utilisation et de dégradation des sols conduisent à une perte de sol pour l'agriculture, les habitats et la biodiversité. De plus, l'augmentation de la population urbaine s'accompagne d'une demande d'infrastructures vertes urbaines qui contribuent au décapage de grandes quantités de terre végétale. Dans ce cadre, des méthodologies de création de sols ou de Technosols se développent actuellement. Ces dernières années, des études d'ingénierie pédologique ont présenté les Technosols construits comme une solution potentielle pour la mise en place d'infrastructures vertes urbaines. La construction de Technosols est basée sur la combinaison des caractéristiques biotiques et abiotiques de divers matériaux pour produire des fonctions et des avantages spécifiques. Il est également indispensable pour les Technosols construits d'être fertiles à court et moyen terme. Celle-ci est notamment gouvernée par l'agrégation. Les agrégats ont été abondamment étudiés dans la littérature sur les sols naturels, mais leur construction *ab initio* dans le cadre du génie pédologique a été peu explorée. Il en résulte les questions scientifiques auxquelles ces travaux s'intéressent.

I.6. Questions scientifiques et organisation du mémoire

L'agrégation influence de nombreuses propriétés critiques du sol et est un mécanisme essentiel pour stabiliser la matière organique du sol. Les recherches menées au cours de cette thèse visent à créer des agrégats lors du processus de construction du sol avant même sa mise en œuvre sur le terrain. Des hypothèses scientifiques ont été émises tout au long de ce travail, d'où ont découlé plusieurs questions.

- Est-il possible de fabriquer des agrégats ou d'accélérer le processus d'agrégation à travers la sélection de matériaux parentaux appropriés pour la fabrication de Technosols construits ?
- Quelle est l'influence des matériaux parentaux sur la production des agrégats et est-ce que les argiles (en particulier les argiles réactives) et la matière organique peuvent impacter la formation des agrégats ?
- Quelle est l'influence de la végétation sur le processus d'agrégation au cours du temps ?
- *In fine* comment le processus d'agrégation pourrait-il être assuré et optimisé lors de la construction ?

La démarche suivie pour répondre à ces questions a consisté à mener un travail à plusieurs échelles et dans diverses conditions : (i) à l'échelle du laboratoire sans et avec l'influence de la végétation ; et (ii) à l'échelle d'un site-pilote pour le changement d'échelle.

Les étapes successives de ce travail ont pour but de distinguer les différents facteurs qui influencent, séparément ou simultanément, la production des agrégats et leur stabilité (**Figure I-5**).

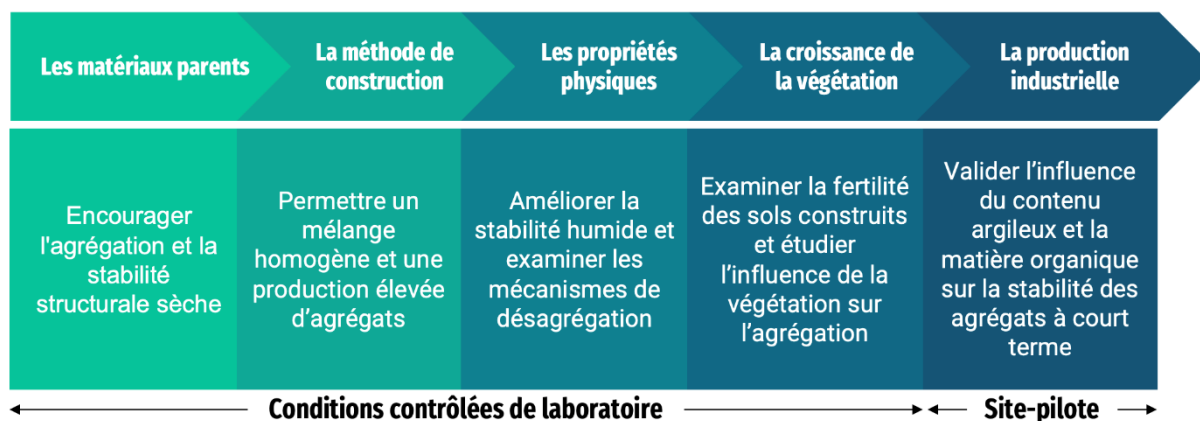


Figure I-5 : schéma explicatif de la démarche d'étude afin de répondre aux questions scientifiques.

Dans ces travaux, les hypothèses proposées et leurs questions scientifiques connexes seront abordées dans les chapitres de cette thèse, organisés comme suit :

Le chapitre 2 examine la possibilité de créer des agrégats stables *ab initio*, à l'échelle du laboratoire, à partir de matériaux parents sous statut de déchets sélectionnés avec des contenus organiques et minéraux variables. Nous étudions l'impact des argiles réactives sur la production des agrégats et leur stabilité structurale sèche, ainsi que l'influence de la matière organique sur les agrégats argileux. De plus, les propriétés physiques des agrégats ont été modifiées (humidité et hydrophobicité) pour étudier leur effet sur la stabilité humide des agrégats.

Étant donné que les sols construits doivent soutenir la croissance des plantes à long terme, le chapitre 3 vise à étudier l'influence du développement de la végétation sur l'agrégation à travers une expérience de croissance de végétation en pot à l'échelle du laboratoire. Ce chapitre vise également à valider le potentiel d'agrégation de la méthode de construction de sol choisie.

Le chapitre 4 explore un changement d'échelle. À la suite des résultats de laboratoire, une étude à l'échelle d'un site pilote est réalisée en utilisant une méthode de construction de sol consistant à mélanger les déchets et encourager l'agrégation. Ce chapitre répond à la question de la fabrication d'agrégats de sol à une échelle plus large et de l'effet à court terme de la teneur en argiles et en matière organique sur la stabilité des agrégats.

Les chapitres 2, 3 et 4 sont rédigés en anglais, sous forme d'articles scientifiques, et accompagnés d'un résumé en français.

Le chapitre 5 est une discussion générale qui rassemble les principaux résultats de la thèse et les confronte à des travaux de recherche antérieurs. Deux axes sont abordés au cours de ce chapitre. Le premier concerne la production d'agrégats à partir de déchets et le second traite la durabilité de ces agrégats construits, notamment sur le plan de la stabilité.

Le chapitre 6 présente les conclusions générales et les perspectives de ces travaux.

Chapitre II

La production et la stabilité des agrégats à l'échelle du laboratoire

Chapitre II. La production et la stabilité des agrégats à l'échelle du laboratoire

Ce chapitre a fait l'objet d'une publication : El Farricha, S., Coussy, S., Joussein, E., Bataillard, P., 2021. Manufacturing soil aggregates from wastes materials: impact of the addition of clay minerals and compost on the structural stability [Submitted for publication]. Soumis le 18 novembre 2021 dans la revue Journal of Soil and Sediment. Cet article a été ajusté au format des précédents chapitres sans modification du contenu.

II.1. Résumé

Les espaces verts urbains sont essentiels pour le fonctionnement des villes. Cependant, leur création nécessite le déplacement de volumes importants de terres naturelles chaque année pour fournir des sols fertiles aux communautés. Les déchets non pollués peuvent être utilisés pour protéger les sols naturels. Cette étude vise à créer des Technosols fertiles à partir de divers déchets non pollués qui se différencient par leur teneur en matière organique et en argiles en se concentrant sur la formation des agrégats du sol et leur stabilité.

Des matériaux sous statut de déchets ont été sélectionnés en fonction de leurs caractéristiques organiques et minérales et divers mélanges ont été construits à l'aide d'un disque bouletteur. Les modalités avec la meilleure production d'agrégats et stabilité structurale sèche ont ensuite été choisies pour une amélioration physique supplémentaire. Leur aspect physique a été modifié par humidification et hydrophobicité pour améliorer la stabilité des agrégats humides. La stabilité structurale des agrégats construits a également été comparée à celle d'agrégats naturels en utilisant un protocole standardisé pour simuler l'humectation rapide, l'humectation lente et la désagrégation mécanique.

Dans cette étude, la nature des argiles et leur quantité influencent principalement la production d'agrégats de 1 à 3 mm, alors que le type de matière organique (lombricompost ou compost de déchets verts) influence la taille des agrégats de plus de 3 mm de diamètre. Le prétraitement de l'aspect physique des agrégats avec l'humidité a légèrement amélioré leur stabilité dans l'eau. Cependant, l'hydrophobicité a considérablement amélioré la stabilité des agrégats humides et a transformé les agrégats secs instables en agrégats très stables en ralentissant l'entrée d'eau. Comparativement aux agrégats naturels, les agrégats hydrophobes ont mieux résisté à l'humectation rapide mais moins à l'humectation lente et à la désagrégation mécanique.

En conclusion, il est possible de déterminer les matériaux et les proportions adéquats pour construire des sols à partir de déchets à l'échelle du laboratoire et améliorer leur stabilité sèche et humide.

II.2. Abstract

Purpose Urban green spaces are vital for the healthy functioning and habitability of cities. However, their creation requires stripping extensive volumes of natural lands every year to provide fertile soils to communities. Non-polluted wastes can be used to protect natural soils. This study aims to create fertile Technosols from various non-polluted wastes that differ in organic and clay content by focusing on soil aggregates formation and stability.

Methods Waste raw materials are selected based on their organic and mineral characteristics and various mixtures were constructed using a pelletizing disc. The modalities with the best aggregate production and dry structural stability are then chosen for further physical enhancement. Their physical aspect is modified by humidification and hydrophobicity to improve wet-aggregate stability. The structural stability of constructed aggregates is also compared with natural aggregates using a standardized protocol to simulate fast wetting, slow wetting, and wet stirring.

Results The nature of clays and their amount mainly influences the production of 1-3 mm aggregates, whereas the type of organic matter (vermicompost or green waste compost) influences the size of aggregates products over 3 mm in diameter. The pretreatment of the aggregates' physical aspect with humidity slightly enhances their stability in water (humid aggregates resist more than the dry ones), as fewer air bubbles are present in humid aggregates' pores. However, hydrophobicity considerably improves the wet aggregate stability and turns the unstable dry aggregates into very stable ones by slowing down water entry into aggregates. Compared with natural aggregates, hydrophobic aggregates resist better during rapid slaking but less during slow wetting and wet stirring.

Conclusion In conclusion, it is possible to determine the adequate materials and proportions to construct soils from waste at the laboratory scale and improve their dry and wet aggregate stability.

Keywords aggregate stability, soil construction, Technosols, macroaggregation, clays.

II.3. Introduction

In parallel with urbanization, the creation of green areas is essential for the well-being of the general population (WHO, 2016). These green spaces come in various forms (e.g., parks, gardens, recreation or sports areas, paths, riverbanks, or vegetated verges) and have many benefits by providing ecosystemic services to urban populations and the local economy (UNEP, 2016). These services are considerable and can be grouped as (i) regulation services (e.g., gas, water); (ii) provisioning services (e.g., food, water, wood); (iii) cultural services (e.g., esthetic, recreational); and (iv) supporting services (e.g., nutrient cycling, habitat, biodiversity) (see for example Robinson *et al.*, 2009; Dominati *et al.*, 2010; Powlson *et al.*, 2011; Adhikari and Hartemink, 2016).

The creation of green areas or the rehabilitation of wastelands generally requires the contribution of new soil materials to the detriment of agricultural or forest land (e.g., 3 million m³ per year⁻¹ in France) to provide fertile land to communities (Rokia *et al.*, 2014). This causes a loss of biodiversity and the deterioration of the soil functions (Blanchart *et al.*, 2018). According to this, it is a necessity to develop an alternative to the use of natural soils imported from rural areas to urban green spaces (Bot and Benites, 2005; FAO, 2015).

Currently, an innovative and environmentally friendly alternative is emerging using urban wastes materials produced by human activities (*i.e.*, technogenic wastes such as bricks, concrete, plaster, wood, or anthropogenic materials such as excavation materials, waste, rubble, composts), which are usually unused, to create constructed fertile Technosols (Séré *et*

al., 2008; Rokia *et al.*, 2014; Damas and Coulon, 2016). The process of soil construction consists of introducing these technogenic materials to create new parent materials upon which soil-forming factors can start acting anew (Kosse 2000; Huot *et al.*, 2015). The resulting fertile organo-mineral constructed Technosols can then be used to replace to natural soils for various uses, like green spaces, and as a support of biomass production (Séré *et al.*, 2010). The primary functions of constructed Technosols may be similar to natural soils (*e.g.*, physical support, nutrition, interface with other environments and biodiversity), providing the pedogenic processes such as decarbonatization or the biophysical reaction of the formation of aggregates (Séré *et al.*, 2010; Morel *et al.*, 2015; Damas and Coulon, 2016). However, the main problem of these constructed Technosols is relative to the conservation overtime of the soil functions (mainly short and medium-term fertility). Short-term lack of fertility in constructed soils due to rapid mineralization of fresh (*i.e.*, non-humified) organic matter, is counterbalanced by the addition of an important proportion of organic wastes such as composts (Spaccini and Piccolo, 2017). However, organic matter can be protected longer from rapid mineralization by physical protection within stable macroaggregates (Beare *et al.*, 1994).

Soil aggregation serve as a measure of the quality of the soil and plays an important role in sustaining soil fertility, structure, and stability (Rezacova *et al.*, 2021). It is a vital process to study during the early formation of Technosols because soil aggregates contribute to aeration, water infiltration, and resistance to erosion and crusting (Bot and Benites, 2005; Deep *et al.*, 2017). Therefore, it is quite important to first understand the formation of soil aggregates and optimize their stability to maintain Technosol functions. Aggregates composed of natural particles and organic matter are formed when the forces attracting the particles together are much stronger than those between adjacent aggregates (Martin *et al.*, 1995). Whether those aggregates are stable or not depends on the interactions between primary mineral particles and organic constituents (Caravaca *et al.*, 2004). Numerous binding mechanisms may exist between organic and mineral surfaces (*e.g.*, ligand exchange, polyvalent cation bridges, van der Waals forces, hydrophobic interactions, H-bonding) (Derenne and Largeau, 2001; Feng *et al.*, 2005; Kaiser *et al.*, 2007; Kleber *et al.*, 2007). Another critical factor of stability in soil aggregates and organic matter preservation is clay minerals, as recent studies demonstrated that 90 % of soil OM is present in close association with clay minerals (Hong *et al.*, 2019).

This study aims to create *ab initio* stable aggregates from selected technogenic wastes adapted to soil construction based on their organic and mineral content and ensure a solid association between the mineral and organic matter within the aggregates. The waste selection process consisted of choosing (i) a mineral based material with a suitable grain size distribution, (ii) organic material for fertility purposes, and (iii) mineral wastes relative to their content in clay minerals. It is assumed that phyllosilicates are more suitable because of their reactivity (*e.g.*, specific surface area, cationic exchange capacity) and their ability to absorb natural organic compounds (Borchardt, 1977), even if most studies conducted so far have not considered the stabilizing effect of reactive clay minerals in the soil construction process. For this purpose, we propose to study here (i) the impact of reactive clays on aggregate production and their structural stability and then (ii) the impact of the type of organic matter on those clay-amended aggregates.

II.4. Materials and methods

II.4.1. Waste raw-material selection

The based material chosen is an excavated mineral earth retrieved during a railway station construction in Grand Paris (France). It comes from the Lutetian (Middle Eocene) formation, so-called "Marnes et Caillasses" ["Brackish Marl and Limestone"]. It was selected for (i) its silty nature, which is generally more fertile than other particle size distributions due to their excellent water retention and air circulation (Brown, 2003), and (ii) its carbonate content since calcium is often considered as a binder in natural soil aggregates (Wuddivira and Camps-Roach, 2006). Various types of clay-rich wastes are added: (i) a fine clay fraction (namely AWS) obtained from aggregate washing sludge coming from washing processing quarry located on an alluvial terrace of the Loire River (France); (ii) a "green clays" material (GC) which are excavated earths extracted from the construction site of a Grand Paris express station (France) and coming from the Ypresian formations of the Paris basin; (iii) a thermal mud (TM) coming from a thermal resort and disposed of after therapeutic purposes usage; (iv) a drinking water sludge (WPS) from the wastewater treatment plant of the city of Orléans (France) which is very poor in clays. This later was chosen specifically to bring out how the absence of clays impacts aggregate production and stability.

In the construction process, two different composts are selected for solid organic matter (OM) addition: vermicompost (VC) and green waste compost (GWC). Dissolved liquid OM is added in the form of compost leachate obtained from a different industrial composter.

II.4.2. Natural analogs selection

To compare the constructed aggregates with natural one, aggregates are sampled from a forest, an agricultural field, and a grassland in the city of Saint-Omer (France). The first 5 cm of the soil are sampled to obtain formed aggregate and to test the structural stability. Based on the WRB, these soils are classified as leached to slightly leached Cambisols with silty to silty-clay composition.

II.4.3. Waste raw-material characterization

II.4.3.1. Particle size distribution

The particle size distribution analysis is performed from standard NF P 94-056 using a series of normalized sieves. For particles smaller than 80 μm , the particle size analysis is carried out by the sedimentation method (standard NF P 94-057) according to the Stokes' law.

II.4.3.2. Mineralogical characterization by X-ray diffractometry

The XRD patterns of each material in powder form are collected at BRGM (Orléans, France) using a BRUKER D8 ADVANCE diffractometer at the $\text{CuK}\alpha$ wavelength ($\lambda_{\text{K}\alpha}=0.1541 \text{ nm}$), equipped with the high-speed energy-dispersive LYNXEYE XE-T detector with unprecedented filtering of fluorescence and $\text{K}\beta$ radiation. The XRD patterns are collected between 4 and $90^\circ 2\theta$ with a step size of $0.03^\circ 2\theta$ and a counting time per step of 480 seconds. The diffractograms are interpreted with the international references JCPDS and processed using the DIFFRAC suite software. The overall profile of the diagrams is then refined according to the Rietveld method (Rietveld, 1969) to quantify each phases using the SiroQuant V.4 software. For the clay fraction, oriented patterns are realized onto glass slide, and x-rayed after air-dried, glycolated and thermal treated at 550°C in the way to determine the clay mineralogy.

II.4.3.3. Chemical analysis by X-ray fluorescence

Chemical analysis is carried out by X-ray fluorescence spectrometry using a Zetium spectrometer (Malvern PANalytical). Sample preparation is achieved according to the fused bead technique. It consists of dissolving the material with a lithium tetraborate flux and then analyzing it. The material is reduced to powder and mixed with the glass product ("flux") then heated to approximately 1025°C (ISO 12677:2011). The proportions are about 1/5 of material for 4/5 of flux.

II.4.3.4. Cationic exchange capacity (CEC) measurements

The CEC of samples are determined according cobaltihexamine method (NF X31-130). Briefly, 1.25g of waste raw material is mixed and agitated with 25 ml of cobaltihexamine chloride (0.0166 mol.l⁻¹) during 1h. The samples are then filtered, and the CEC value is obtained by colorimetry (absorbance at 472 nm) *i.e.*, by the difference between the initial concentration in the extraction solution and residual quantities remaining in the extract.

II.4.3.5. Compost physicochemical characteristics and fertilizing value

The organic matter content is determined using standard NF EN 13039. The sample is dried at 103 ± 2° C, and then reduced to ash at 450 ± 25° C. The ash is considered the after-combustion residue, and the mass loss is equivalent to the lost organic matter. The two values are expressed as a mass percentage of the dried sample. The nitrogen content is determined through heating to a temperature of at least 900 ° C in the presence of oxygen gas (NF EN 13654-2). To extract the soluble elements, the dried sample is finely ground and extracted with a mixture of hydrochloric acid / nitric acid by keeping it still for 16 hours at room temperature, then boiling it under reflux for two hours (NF EN 13650). The pH value of samples is obtained after mixing with water at 22 ± 3.0° C (ratio 1/5; NF EN 13037).

II.4.4. Soil construction process

The materials are prepared beforehand to create the mixtures. For the based material with silty composition and the clay materials, the preparation is carried out according to the following stages: drying at 40°C, soft jaw crushing to separate clods of material without pulverizing them, and finally sieving at 500 microns. This fraction is then used to create homogeneous mixtures. Since silty soils are still fragile soils classically subject to crusting along rainy episodes, the based material is mixed with clay minerals to prevent erosion and to facilitate aggregates formation. Moreover, it is well known that the presence of organic matter is crucial for soils functions *e.g.*, gardens, landscapes, and green spaces up to 4 to 6 % (Starbuck, 2008). Nevertheless, silt- or clay-rich soils need more organic matter to produce enough stable aggregates and protect soils from erosion and compaction (Magdoff and Van Es, 1993). Therefore, the percentage chosen for OM in our constructed soils is set to 10 % by adding either the GWC or VC. They are prepared by sieving and only the fraction below 500 microns is retained for the construction process. *In fine*, different proportions (base material, clay, and organic matter mixtures) are tested to manufacture the most structurally stable aggregates and are reported in **Table II-1**.

Table II-1 : the scientific questions investigated in this study and the corresponding constructed mixtures from various materials and percentages.

Studied variable	Code name	Clay material		Organic material		Base Material		Compost leachate
		Name	% in mixture	Name	% in mixture	Name	% in mixture	
Nature of clay	40% TM	Thermal muds	40%	No compost is used		Excavated mineral earth	60%	250 ml
	40% GC	Green clays						
	40% AWS	Aggregate washing sludge						
	40% WPS	Water purification sludge						
Clay proportion	30% TM	Thermal muds	30%	No compost is used		Excavated mineral earth	70%	250 ml
	40% TM		40%				60%	
	50% TM		50%				50%	
	70% TM		70%				30%	
Organic matter maturation	NC	Thermal muds	40%	No compost is used		Excavated mineral earth	60%	250 ml
	GWC			Green waste compost	10%		50%	
	VC			Vermicompost	10%		50%	

The device used for the soil construction process comes from the ore processing industry using a pelletizing disc initially dedicated to the agglomeration processes of iron ore concentrate (e.g., Timofeeva *et al.*, 2017). The purpose is to create pellets of waste mixtures using its rotational movement to form soil aggregates. It consists of a disc with a diameter of 70 mm, an inclination of 45°, and a rotation speed of 16 rotations/min (**Figure II-1**). This method consists of constructing 1 kg mixture by blending the various materials mixtures (solid and organic one) used in the pelletizing disc and spraying with compost leachate (250 ml) to initiate aggregation. The aggregation process is stopped (i) when the pellets are well formed and reach approximately a minimum of 1 mm in diameter and (ii) before solidification and creation of clods of earth instead of aggregates.

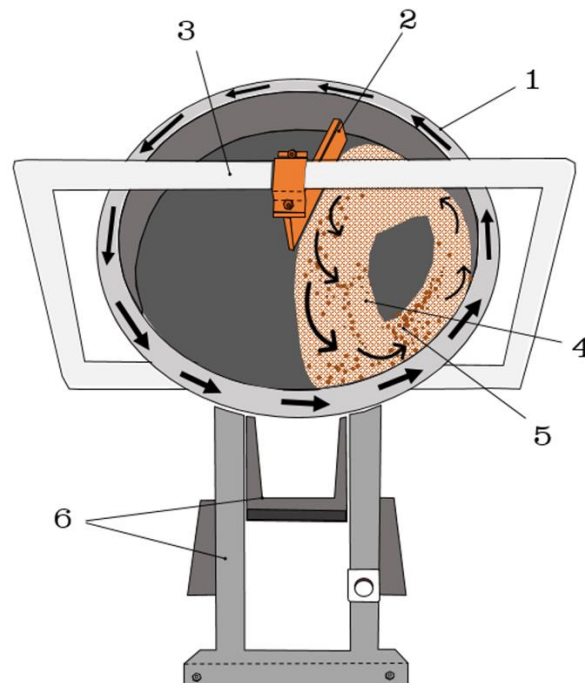


Figure II-1 : device used to create soils aggregates. 1- Pelletizing disc; 2- Scraper; 3- Scraper frame; 4- Mixture; 5- Aggregates created by the rotation of the disk; 6- Support legs

Replicates were done only for the mixture "40 % TM". Repeatability is assumed to be the same for each mixture: 0.5 % for constructed aggregates over 5 mm, 0.4 % for 3-5 mm aggregates, and 3.5 % for each of the 1-3 mm and < 1 mm fractions.

II.4.5. Aggregate pretreatment

Once the aggregates are formed, it is possible (i) to leave them to air dry at room temperature or (ii) to alter their physical aspect through humidification or hydrophobicity. This can directly affect their wet aggregate stability. These processes are observed in natural aggregates, as the optimal moisture content for aggregate formation corresponds to around 25 % on dry soil weight (Gabriels and de Boodt, 1975). Hydrophobicity is released of naturally occurring hydrophobic compounds in soil (e.g., Fatty acids, alcohols, esters, alkanes) and is known to improve aggregate stability (Wallis and Horne, 1992; Franco *et al.*, 2000; Mataix-Solera and Doerr, 2004).

II.4.5.1. Humidification cell

Following the soil construction, aggregates of 1 to 5 mm diameters are sampled and put in a humidification cell for 24 hours. Aggregates absorb humidity into its structure allowing uniform humidification throughout the pores and into the aggregate's heart, filling the smallest pores first and then gradually the larger ones.

II.4.5.2. Hydrophobicity

Water repellency or hydrophobicity's impact on constructed soil aggregates is done using colza oil. Aggregates of 1 to 5 mm diameters are immersed in colza oil for 5 minutes. After this duration of time, air bubbles cease to be liberated from the aggregates' pores into the surface.

II.4.6. Measurement of aggregate stability

For the air-dried aggregates only, aggregate stability is assessed by sieving through 5, 3, and 1 mm. In this case, an aggregate is considered unstable if it breaks down into finer particles during sieving. In parallel, all the manufactured soil aggregates are subjected to humid stability measurements using a simplified protocol and a standardized protocol (NF EN ISO 10930) from Le Bissonnais, (1995). The simplified protocol consists of a quick pre-analysis of the stability of the aggregates by total immersion in water and visually observing the aggregate breakdown by slaking.

When the aggregates are considered as stable in water, the standardized protocol is conducted. The excessively sized aggregates are fractionated by hand in optimal humidity conditions until the entire sample is passed through a 5 mm sieve. Three structural stability treatments are carried out separately on 5 to 10 g of aggregates between 1 and 5 mm in diameter, to simulate and distinguish different breakdown mechanisms: (i) rapid wetting by immersion in 50 ml of deionized water for 10 minutes to promote slaking (caused by the internal compression of the air when dry aggregates are subject to sudden wetting such as submerged irrigation or heavy rain); (ii) slow wetting to promote micro cracking by arranging the aggregates on filter papers (retention capacity of 2 μm) placed on water-saturated foam and left for 1h to slowly humidify the aggregates by capillary action, and (iii) mechanical breakdown of wet materials by agitation after immersion in ethanol (a low polarity, water-miscible liquid that allows slaking-free wetting). A sampled fraction of 3-5 mm aggregates is fixed in the standard to exclude gravel less than 3 mm, but since all the materials used for soil construction are well

identified in our study and introduced in the mixture as fine-grains below 500 microns, no gravels are present in the mixtures. Therefore, the fraction of aggregates chosen is between 1 and 5 mm, making it possible to collect a maximum number of aggregates from each 1kg mixture. Both the simplified and standardized protocols are carried in triplicates.

II.5. Results

II.5.1. Characteristics of raw materials

The physical chemical properties and mineralogy of each raw materials are reported in the **Tables II-2 and II-3**.

Table II-2 : physical chemical properties and mineralogy of inorganic waste materials used.

		Excavated soil	Aggregate washing sludge	Green clays	Thermal mud	Water purification sludge	
Particle size distribution (%)	Sand (> 0.05 mm)	19.6	13.9	12.8	7.2	68.5	
	Silt (0.05 - 0.002 mm)	49.5	67.5	45.6	1.5	29.6	
	Clay (< 0.002 mm)	20.3	18.7	41.8	91.3	1.9	
CEC (cmol/kg)		3.3	25.3	40.1	61.3	30.6	
		Error %		%			
Mineralogy (%)	Smectite	5	< 1	29	39	44	–
	kaolinite	5	–	13	39	16	< 1
	Illite/mica	5	4	15	–	15	12
	Quartz	3	7	25	11	1	2
	Calcite	3	9	< 1	1	2	39
	Dolomite	3	61	–	–	–	–
		LQ		%			
X-ray fluorescence spectrometry analyzes (%)	Si	0.2	7.4	27.3	22.6	23.8	4.8
	Al	0.2	1.0	8.9	11.8	8.8	1.4
	Fe	0.05	0.7	4.4	5.1	3.7	11.6
	Ca	0.1	17.2	1.0	1.6	2.1	21.7
	Mg	0.2	7.6	0.8	0.6	1.6	0.3
	Na	0.2	0.5	0.7	< LQ	1.8	0.1
	K	0.05	0.3	2.2	0.2	0.8	0.0
	Ti	0.05	0.1	0.4	1.4	0.5	0.1
	Mn	0.02	0.0	0.1	0.0	0.0	1.9
	P	0.05	0.0	0.1	< LQ	0.1	0.4

Table II-3 : physical and chemical properties of solid organic materials used.

	Vermicompost	Green waste compost
Dry matter content (%)	50.0	90.6
Organic Carbon (%)	42.7	42.3
Total Nitrogen (%)	2.5	0.8
Calcium (%)	4.5	4.4
Magnesium (%)	0.3	0.3
Potassium (%)	0.3	0.9
Phosphorus (%)	0.2	0.2
C/N	17.0	46.7
pH	7 (+/- 0.5)	5 (+/- 0.5)

The mineral based material is silt dominant (49.5 %) with 20 % clay and can be classified as sandy clay loam. This material is also chosen for its high calcium content (17.2 %) coming from the carbonates, specifically dolomite (61 % relative to other mineral phases). While aggregate washing sludge (AWS), green clays (GC), thermal muds (TM), and water purification sludge (WPS) are all used as a source of clay minerals in the mixtures, they differ in term of particle size distribution and clay assemblage. AWS is a clay loam material composed by 29 % of smectite, 13 % kaolinite, and 15 % of illite/mica, The CEC is about 25.3 cmol/kg. GC is a silty clay containing 39 % of smectite and 39 % of kaolinite (CEC = 40 cmol/kg). TM present the most clay content (91.3 %) and the most smectite phase (44 %), as well as 16 % of kaolinite and illite/mica, making them a heavy clay material with a high CEC (61.3 cmol/kg). Finally, WPS have a very low clay content (1.9 % *i.e.*, silty sand) and contains 12 % of illite/mica but no smectite. However, the CEC is similar to AWS (30.6 cmol/kg) due to the presence of illite/mica and iron and manganese oxides. WPS is then used as no clay material in the soil construction process.

The chosen composts differ in their maturity and therefore in their physical and chemical properties (**Table II-3**). Dry matter content is lower for vermicompost (VC) than for the green waste compost (GWC) *i.e.*, 50 % versus 90.6 % respectively. The percentage of organic carbon is similar for both (around 42 %). However, VC contains more nitrogen (2.5 %), which explains the lower C/N ratio (C/N = 17) compared to the GWC's one (C/N = 46.7). The two composts hold equal percentages of calcium, magnesium, and phosphorus (4.5 %, 0.3 %, and 0.2 % each). The main difference between GWC and VC is relative to pH value (pH=5 versus pH=7 respectively).

The properties of the compost leachate used in the manufactured aggregates are presented in **Table II-4**. It is important to note that this leachate does not come from VC and GWC, but from an industrial compost facility. This leachate presents a rather high pH value (8.2) and a dissolved organic carbon content of 246 mg/l.

Table II-4 : physical and chemical properties of liquid organic materials used.

	Compost leachate
pH	8.2
BDO (mg/l O ₂)	4.0
COD (mg/l O ₂)	246.0
Total MES (mg/l)	132.0
Ammonium (mg/l)	0.5
Kjeldahl nitrogen (mg/l)	11.9
Total nitrogen (mg/l)	28.0
Nitrates (mg/l)	71.0
total phosphorus (mg/l)	6.4

II.5.2. Impact of the nature of clay wastes on aggregate formation and dry stability

A comparison of the various clay mineral materials' influence on aggregate formation is done. For this purpose, a series of four mixtures is manufactured by mixing 60 % (on a dry-weight basis) of based material and 40 % of clay mineral materials. 250 ml of compost leachate is added in the aggregation process for each mixture, but solid compost is not added in this series of aggregates. Particle size distribution of the four mixtures is shown in **Figure II-2**.

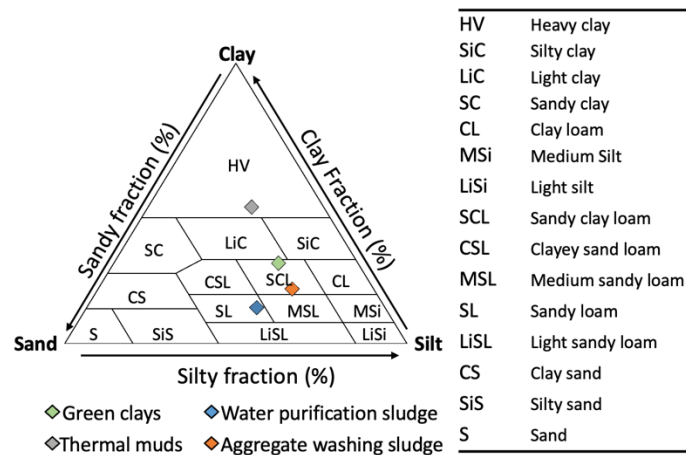


Figure II-2 : particle size distribution of mixtures created with 40 % of clay materials.

The mixture created with TM is a heavy clay soil, those with GC and AWS are sandy clay loam soils, whereas sandy loam texture is reached using WPS. The smectite content is about 16.2 %, 12.2 %, and 18.2 % in the 40 %GC, 40 % AWS, and 40 %TM mixtures respectively. In the case of WPS mixture, illite/mica is the dominant clay mineral (7.2 %). Note that (i) the amount of kaolinite content (15.6 %) in the GC mixture is closed to the smectite content (16.2 %), and (ii) the soil mixture created with WPS contains no smectite or kaolinite. After pelletization, the formed aggregates from the four mixtures have the same overall rounded to sub angular morphology (**Figures II-3a to II-3d**).

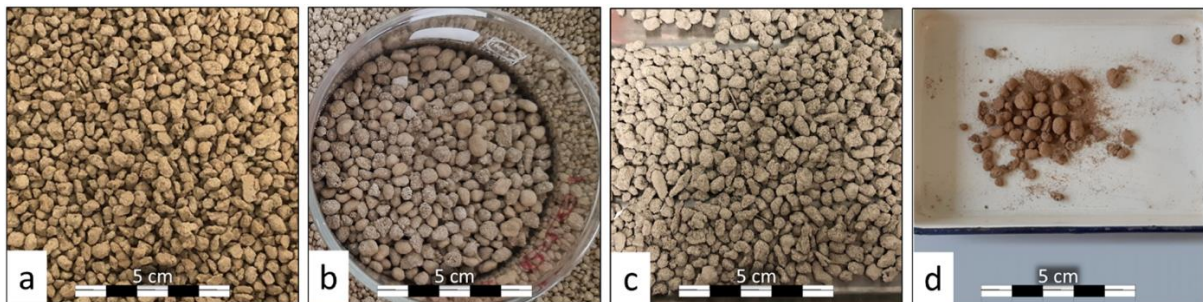


Figure II-3 : constructed aggregates with 40 % of different clay materials: a- GC; b- AWS; c- TM; d- WPS.

The particle size distribution of the constructed aggregates is detailed in **Figure II-4** for each mixture. The dominant fraction of aggregates is the < 1 mm for all mixtures. The mixture obtained using 40 % water purification sludge (40 % WPS) generates negligible amount of > 1 mm aggregate (about 1.53 %). The 40 % AWS produces the highest percentage of 1-3 mm aggregates (31%) in comparison with 40 % GC (18.6 %) and 40 % TM (17.3 %). However, the latter presents the best production of aggregates superior to 3 mm (11%) in contrast with 3.5 % in 40 % GC and 4.5 % in 40 % AWS.

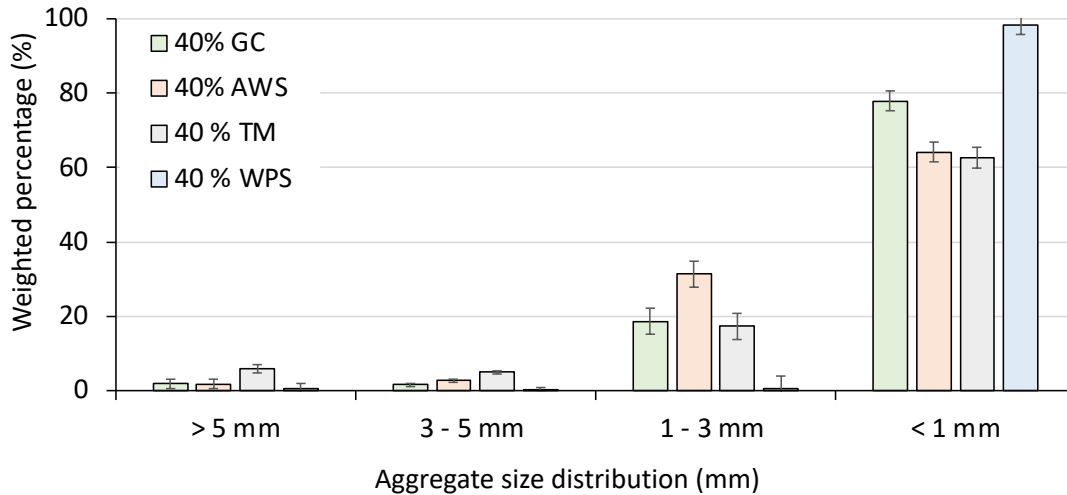


Figure II-4 : stacked percentages of aggregates fractions of mixtures with 40 % of different clay materials. GC- Green clays; AWS- Aggregate washing sludge; TM- Thermal muds; WPS- Water purification sludge.

During the sieving process, the structural stability of the dry aggregates is assessed. The few aggregates formed with the 40 % WPS mixture are the most fragile, breaking down during sieving. In the case of the 40 % GC and 40 % AWS, the structural stability is similar, staying stable along handled and sieved, but break down during the sample preparation for wet stability measurement, as all the excessively sized aggregates are able to be fractioned by hand to go through the 5 mm sieve. This is not the case for 40 % TM aggregates, since a portion of the excessively sized aggregates are too resistant to be passed through the 5 mm sieve. Given that this mixture presented a satisfying production of aggregates with reliable dry structural stability, the TM material is selected for the next series of experiments.

II.5.3. Impact of the clay proportion on aggregate formation and dry stability

The impact of clay proportion is assessed using an increasing amount of TM from 30 to 70 % mixed with the based material and 250 ml of compost leachate (no addition of solid compost). As expected, the addition of clay material impacts the particle size distribution varying from light to heavy clays (Figure II-5).

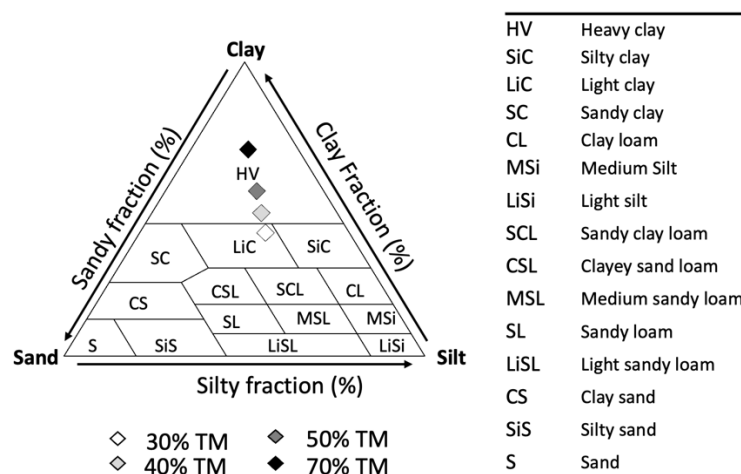


Figure II-5 : particle size distribution of mixtures created with various percentages of thermal muds TM.

After aggregation, the overall shape of aggregates is rounded at 30 % and 40 % TM, some aggregates are also sub-angular. For 50 % of TM in the soil mixture, the general morphology becomes angular to sub-angular whereas from 70 % TM the morphology becomes angular, and thin clay plates are formed which is expected due to the high content in clay (Velde and Meunier 2008). The dry aggregate stability varies as well in response to the amount of TM added. The more clay material is added, the harder it becomes to fraction by hand the excessively sized aggregates. However, all the produced aggregates remain stable when dry sieved (**Figures II-6e to II-6h**).

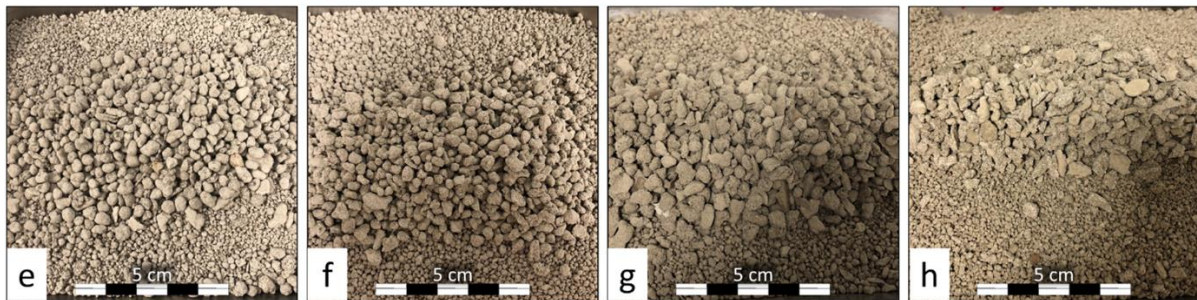


Figure II-6 : constructed aggregates with various percentage of the same clay material thermal muds: e- 30 %; f- 40 %; g- 50 %; h-70 %.

After sieving, the overall dominant fraction for the different mixtures is the < 1 mm one. A systematic rise in the 1-3 mm fraction is observed with the increase of clay percentage in the mixture, linearly going from 18 % (30 % TM) to 39 % (70 % TM). For the 3-5 mm and >5 mm fractions, the apparition of aggregate seems to be relatively stable with an insignificant increase for the 40 % TM mixture. The overall observed tendency is a rise in > 1 mm aggregate production with the increase of clay's percentage in the mixture (**Figures II-7**).

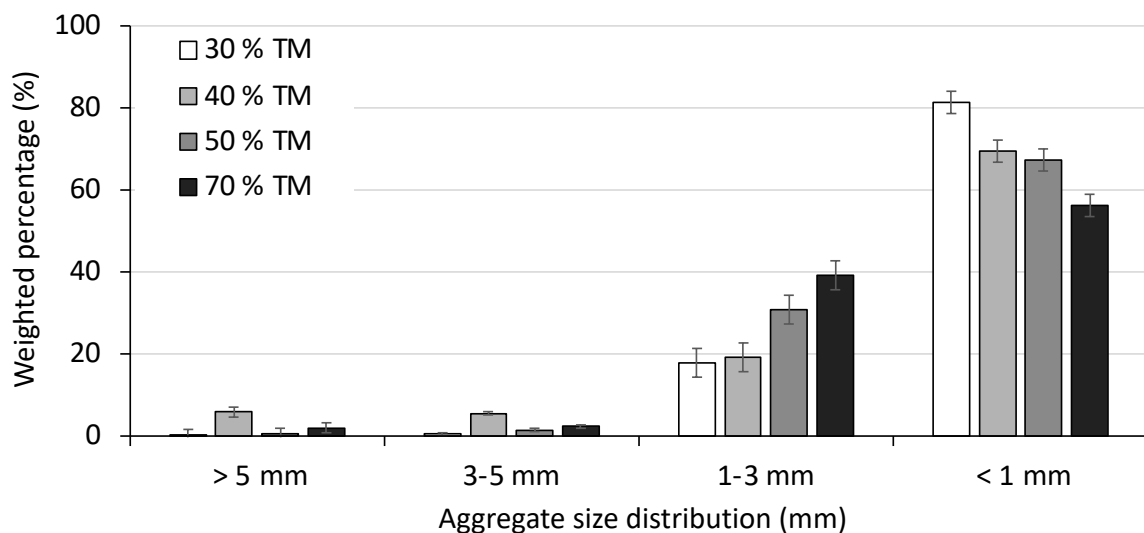


Figure II-7 : stacked percentages of aggregates fractions of mixtures with different % of the same clay material TM (thermal muds).

An high production of 1 to 5 mm is a primary indicator of optimal mixture composition. However, too much TM in a mixture can make it too cemented, firm, and possibly biologically unviable. For this reason, excessive percentages of TM (over 50 %) used in the soil construction process may not be beneficial for the long-term fertility. Accordingly, in the next series of experiments

to study the impact of organic matter, the percentage of TM is fix to 40 % since a higher aggregate production whilst preserving the aggregate' rounded morphology is observed.

II.5.4. Impact of organic matter maturation on aggregate formation and dry stability

Three mixtures are created to understand the impact of organic matter on aggregate formation: (i) 40 % of TM and 60 % of based material; (ii) the second mixture is created with the same percentage of clay material (40 % of TM) with 50 % of based material and 10 % of GWC; and (iii) 40 % of TM, 50 % of based material with 10 % of VC instead of GWC. The results show that the addition of GWC to the mixture has no influence on the aggregate shape; the general morphology remains rounded to sub-angular (**Figures II-8i and II-8j**). However, when VC is added, the obtained aggregates become more angular (**Figure II-8k**). All three mixtures have similar dry structural stability.

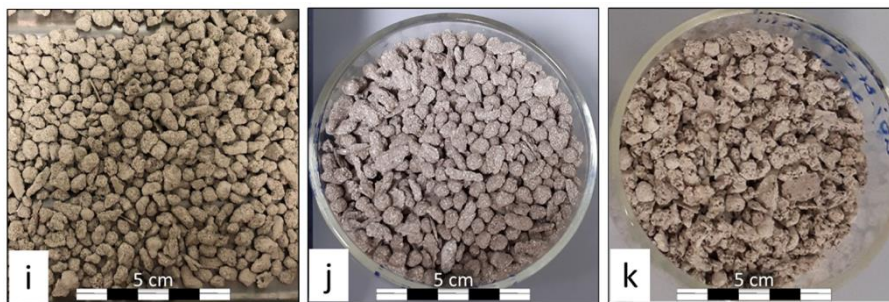


Figure II-8 : constructed aggregates with different compost materials: i- no compost; j- GWC; k- VC.

The distribution of aggregates fractions is reported in the **Figure II-9**. The main fraction distribution is over 1 mm for the untreated sample and the GWC one, whereas clear modification is induced by the addition of VC. In comparison with “no compost” mixture, similar percentages of > 3 mm aggregates are created when GWC is added, with a slight rise in 1-3 mm aggregates production (from 20 % to 29 %). VC have a much more noticeable impact as the percentage of 3-5 mm aggregates goes from 6 % in the "no compost" mixture to 48 %, and from 6 % to 41.5 % for the > 5 mm fraction. Subsequently, a decrease in the 1-3 mm fraction is noted (from 19 % to 10.5 %).

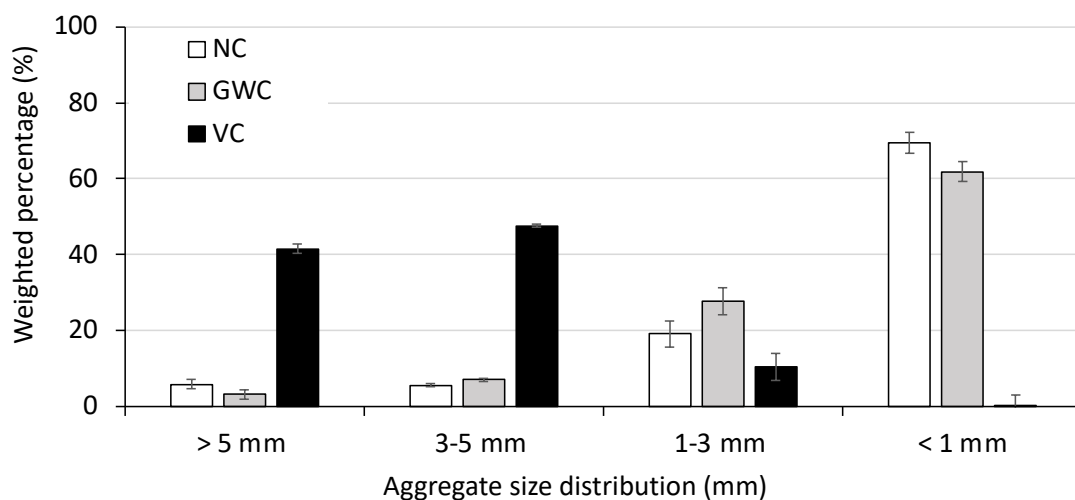


Figure II-9 : stacked percentages of aggregates fractions of mixtures with 40 % of thermal muds and different composts. NC- mixture without compost; GWC- Green waste compost; VC- Vermicompost.

II.5.5. Wet aggregate stability

Having so far been focused on the aggregate production and dry stability by selecting adequate clay and organic material, this following part is relative to the potential stability of wet aggregate. Even though the aggregate production is optimized, their wet structural stability is still considerably weak (non-treated aggregates). Aggregate slaking is observed immediately when immersed in water for all aggregates, moreover the addition of compost organic matter did not prevent this. In fact, the problem is directly relative to the degree of relative humidity of the aggregates formed since samples are dry for previous experiments. According to this, pre-treatments are applied to the soil mixture created with 40 % TM, 50 % excavated soil and 10 % VC, through two contrasting processes. The first one is humidification by putting the constructed aggregates in a humidification cell for 24 hours (relative humidity about 30 %), and the second one is through hydrophobicity by immersing the aggregates in colza oil for 5 minutes.

The non-treated, humid, and hydrophobic aggregates are then placed in demineralized water to assess their wet aggregate stability. After 1 minute of immersion, the non-treated dry aggregates slaked completely, breaking down into micro aggregates. Humid aggregates stay relatively stable even if disaggregation seems to appear. On the other hand, hydrophobic aggregates remained stable and unbroken in water (**Figure II-10a**). After 5 minutes in water (**Figure II-10b**), humid aggregates broke down by slaking while the hydrophobic ones preserved their initial state for the remaining period of the experiment, which lasted 15 minutes.

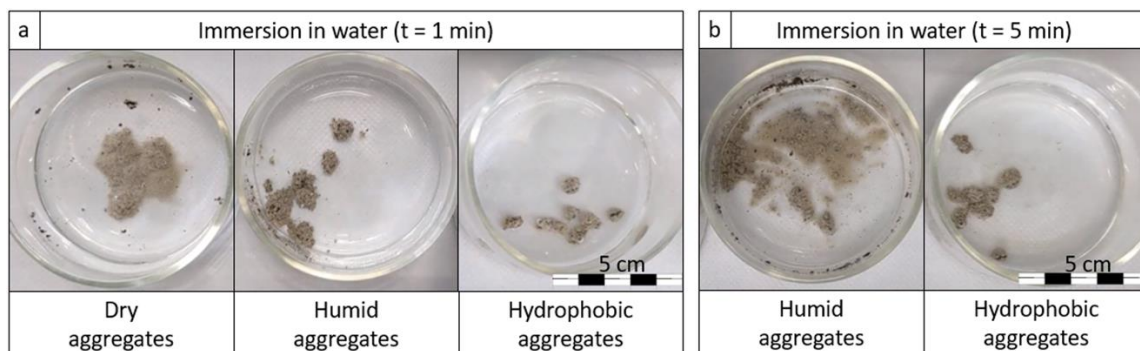


Figure II-10 : picture time-lapse of rapid wetting of aggregates (a) after 1 minute (b) after 5 minutes.

Since hydrophobic aggregates prove to be stable during the simplified wet stability protocol analysis, the standardized protocol is then carried. After applying, individually, the three treatments of the protocol, the size distribution of the remaining particles is determined with a series of sieves of 2 mm, 1 mm, 0.5 mm, 0.2 mm, 0.1 mm, and 0.05 mm. The percentage of each fraction can thus be calculated to obtain the mean weighted diameter (MWD). In the case of hydrophobic aggregates, the MWD is superior to 2 mm, indicating a high wet structural stability according to the standard (**Figure II-11a**). In comparison with the natural analogs selected for this study (without any pre-treatment), similar results of high structural stability are observed for forest aggregates as well (MWD = 2.8 mm after the first treatment and 3.4 mm after the second and third) (**Figure II-11b**). The agriculture field aggregates are moderately stable after the first treatment (MWD = 1.2 mm), indicating a fragility when faced with rapid wetting. However, when subjected to the two other treatments, the aggregates' structure appears very stable (MWD > 2 mm) (**Figure II-11c**). Grassland aggregates' structural stability is like the forest aggregates in all three treatments. A MWD of 2.7 mm is obtained after the rapid wetting test (first treatment); 3.3 mm after the second treatment of slow wetting and the third one of wet stirring (**Figure II-11d**).

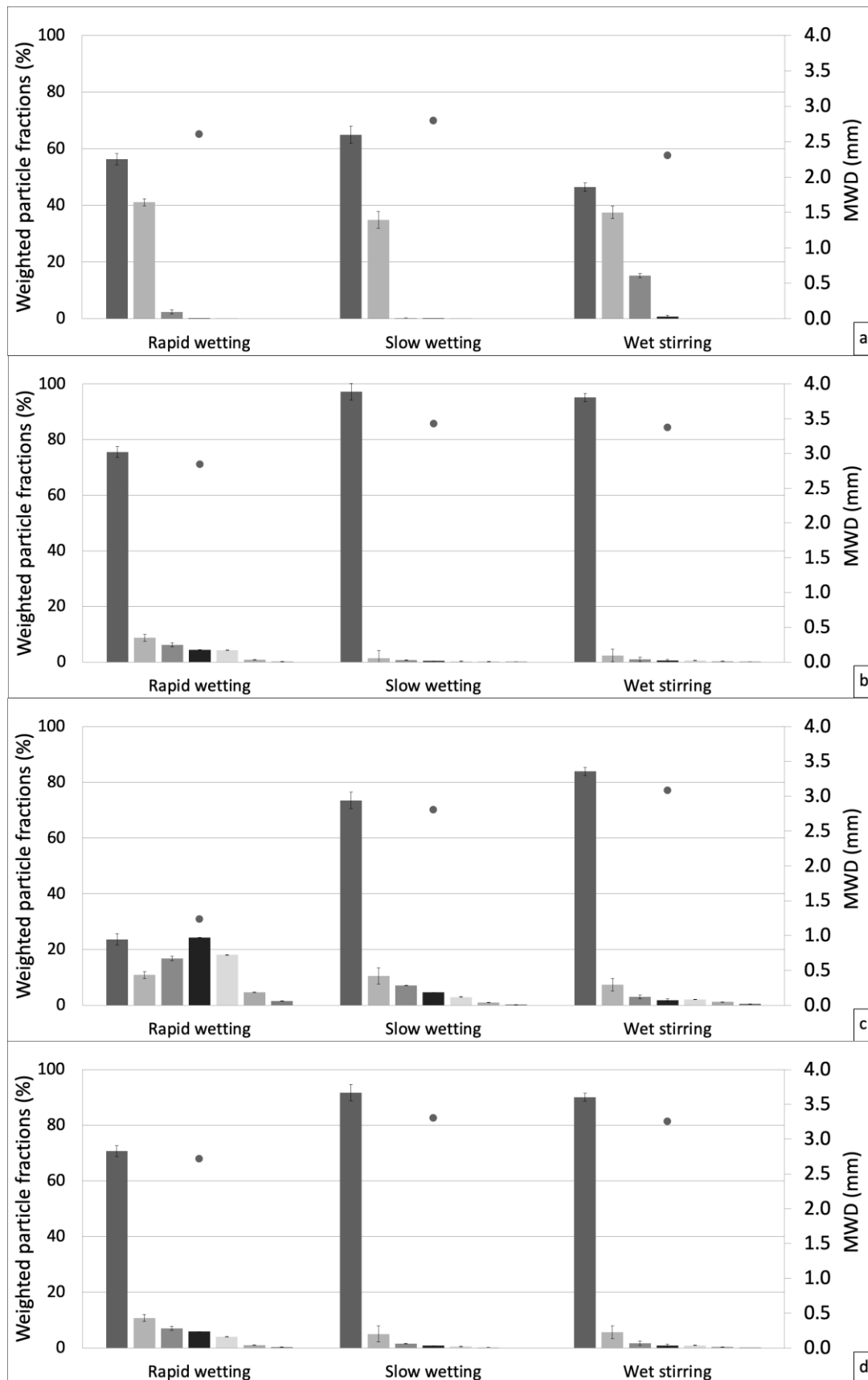


Figure II-11 : percentages of weighted particle fractions and the mean weighed diameter following three wet aggregate stability tests (rapid wetting, slow wetting, wet stirring) performed on aggregates: (a) that are hydrophobic; (b) from a forest; (c) from an agriculture field; (d) from a grassland according to standard NF EN ISO 10930.

II.6. Discussion

II.6.1. Aggregates production

A reasonable degree of aggregation means the presence of a wide variety of pores of different sizes between the soil particles that facilitates the penetration and circulation of air, water, roots, microflora, and fauna (Blevins and Frye, 1993). However, the natural process of aggregation is a complex one, with multiple variables. The type of clay and their amount in the soil often have a substantial role in aggregation formation (Tisdall and Oades, 1982), so both those variables are examined separately in the "reactive clays" and "percentage of clay material" series where the mineral mixtures are created without the addition of compost.

In the first series, various clay materials are mixed with the same loamy base material giving four soil mixtures with different textures and mineralogical assemblages. The best 1-3 mm aggregate production results are obtained with the TM (40 % TM) and AWS (40 % AWS). The two mixtures have different textures (heavy clay and sandy clay loam, respectively) but similar clay mineral content rich in smectites and illite/mica but poor in kaolinite, a low reactive clay. These clay minerals vary in their specific surface area (SSA), surface charges, and mechanical properties, influencing their abilities to help aggregate production (Chenu and Guérif, 1991). The CEC differed from one clay material to another. TM are the richest material in smectites (44 %), so with the highest CEC (61.3 cmol/kg in accordance with the literature (Velde and Meunier, 2008)). The CEC of GC is lower about 40 cmol/kg, most likely due to its lower smectite content (39 %), and finally the AWS have the lower CEC near 25 cmol/kg. Surprisingly, WPS have the lowest content of reactive clays but a CEC of 30.6 cmol/kg, most likely due to the presence of Fe and/or Mn (hydr)oxydes which present high specific surfaces (Dzombak and Morel, 1991; Nelson *et al.*, 1999). These phases are not detected by XRD since amorphous, but their presences are in accordance with the total chemical analyses (weight % of Fe₂O₃ and MnO₂ are higher about 11.6 % and 1.9 %, respectively).

Considering that smectites and illite or mica have a more significant external SSA and surface charge, they are most likely to contribute to forming aggregates, as opposed to kaolinite, which is a less reactive clay phase (Fernández-Ugalde *et al.*, 2013). This could explain why 40 % GC (mixture rich in kaolinite but contains no illite/mica) produces fewer aggregates than 40 % TM (18.2 % of smectites and 8.4 % of illite/mica) and 40 % AWS (12.2 % of smectites and 8.4 % of illite/mica) even though it shares *in fine* the same texture. However, while AWS and WPS had similar CEC (25.3 and 30.6 cmol/kg, respectively), the aggregate production and particle size distribution differs (40 % AWS have a sandy clay loam composition whereas 40 % WPS is a sandy loam one). This indicates the needed for substantial aggregate construction of variant factors: suitable reactive clay percentage, adequate CEC and particle size distribution.

The degree of soil aggregates and stability have also been proven to be highly influenced by the organic matter in the compost when applying organic amendments to cultivated soils (Martens and Frankenberger, 1992; Flavel *et al.*, 2005; Annabi *et al.*, 2011). Indeed, the addition of different composts (GWC and VC) increases the production of aggregates between 1 and 3 mm while decreasing the < 1 mm fraction, indicating a small aggregating impact on finer fractions. VG generates a change in aggregates' shape and a substantial rise in aggregates greater than 3 mm, and consequently, the reduction of aggregates < 3 mm. This depicts that compositional and textural differences of the composts play an active role in the formation of aggregates. In comparison with the influence of clay nature and percentage, GWC seems to have the same impact by increasing the production of aggregate over 1 mm in

diameter, while VG impacts aggregates over 3 mm. Since VG has high concentrations of humic substances, the substantial aggregation impact may be due to a cementation effect (Aksakal *et al.*, 2016; Tobiašová *et al.*, 2018).

II.6.2. Aggregate structural stability

The TM clay material is favored in the study, since the mixtures created with TM produce aggregates with a better dry structural stability. This is most likely due to the particle size distribution of TM (91% clay size fraction) and their high percentage in reactive clays (44 % smectites and 15 % illite or mica). When producing the mixtures with variable percentages of thermal muds, it is clear that the more TM is added, the better the formation of > 1 mm aggregates is achieved, as well as their dry stability. The mixture created with 70 % TM and 30 % based material allows the most resistant dry aggregates. However, it is crucial to take in consideration an equilibrium between high aggregate production and dry stability, since the soil mixtures still need to be biohabitable. High stable and resistant dry aggregates also present the risk of not providing a fertile environment for living organisms. Therefore, the 40 % TM mixture is selected before addition of organic matter.

The composts are added to improve the aggregates' wet structural stability. Even though they are stable when dry, aggregates without compost break down due to slaking when immersed in water. Rapid wetting of dry aggregates commonly causes a rupture due to increased inner pressure generated by air trapped inside the aggregates exceeding their cohesion capacity (Le Bissonnais, 2016). The maximum pressure depends on the penetration rate of water in the pore spaces of the aggregates in contrast with the possibility of air release to relieve the pressure (Wallis and Horne, 1992). Improving wet aggregate stability has often been achieved by the addition of organic matter to the soil as its hydrophobic properties reduce the soil-wetting rate (Le Bissonnais and Arrouays, 1997; Martens, 2002; Kong *et al.*, 2005; Cosentino *et al.*, 2006). The addition of the composts improved the aggregate production, but the wet structural stability is still weak. The construction of the soil mixtures using a pelletizing disk is somewhat of an acceleration of the pedogenetic process, and it is challenging to obtain immediate wet aggregate stability with no biological intervention from microorganisms, fungal hyphae, or root exudates to create minimal water repellency (Czarnes *et al.*, 2000).

Hénin (1938) is one of the pioneers to modify wettability using a hydrophobic substance (*e.g.*, linseed oil). The two processes elected in this study to amend the physical aspects of the constructed aggregates are (i) are structural stability improvement in water using colza oil (hydrophobicity), and (ii) the opposite approach, through the humidity rate. This latter is chosen since initial water content is also a factor used to control the slaking process (Hénin, 1977a, b). To do this, a humidification cell is used to increase the water content in the aggregates' structure gradually (up to 30 % RH). The absorbed moisture allows the increase of the water bridge length between particles, exchange cations, clay mineral expansion, and therefore decreasing the water's breakdown time (Cousen and Farres, 1984).

As expected in our experiment, when humid aggregates are immersed in water, they take slightly longer to breakdown compared to dry aggregates. However, the slaking process occurs after a few minutes for some of the aggregates but not all. It is believed that it is in the structure of the micropores that the significant variability between the chemical and physical properties of aggregates is found. At low moisture content, only a portion of the microstructure may absorb humidity, and hence there is a more considerable variability of time to aggregate slaking as aggregates have varying moisture content. However, as the moisture content increases,

most micropores are filled in aggregates. They are affected by physical and chemical mechanisms reducing their total internal strength. Therefore, with increasing moisture content, the stability of aggregates is reduced with a similar magnitude. For the hydrophobic aggregates, they show a high wet stability result.

By immersing the aggregates in colza oil, the rate of water penetration is significantly reduced. In all of the three structural stability treatments, the MWD is superior to 2 mm, meaning a high stability. These results demonstrate the considerable influence of the addition of hydrophobic substances on structural stability. There are naturally colloidal substances in soils that can play this role, like humic acids, aliphatic fractions, or plant litter debris (Chenu *et al.*, 2000). At the macroorganism scale, earthworms selectively ingest large quantities of soil organic materials. The transit through their digestive tract reveals a previously inaccessible organic matter, making it accessible to microbial attack which is added to the intestinal mucilage promoting microbial activity (Haynes and Fraser, 2003). Biofilms also play an important role in aggregate formation and stabilization (Baldock, 2002). Under controlled environmental conditions, Büks *et al.*, (2016) studied the impact of microbial biodiversity on the stability of soil aggregates, able to develop stable soil aggregates through a 3-month incubation laboratory experiment.

In our study, the comparison with natural analogs aggregates is of interest. The forest aggregates have the highest wet stability according to standard NF EN ISO 10930. Le Bissonnais, (1996) also observed that forest aggregates have a better wet structural stability than grassland aggregates, which is compatible with our results. This is most likely because forest soil has higher levels of root biomass, as well as soil microbial and earthworm's biomass (Zeng *et al.*, 2018). Agriculture field aggregates are overall less stable than hydrophobic, meadow, and forest aggregates. They often have lower contents of water-stable aggregates in comparison with forest and grassland aggregates (soil management practices or land use), which can influence aggregation and carbon content (Burt *et al.*, 2001; Šimanský *et al.*, 2017). This particularly stands out after the first stability treatment of rapid slaking (MWD = 1.23 mm, mildly stable). When subjected to slow wetting, both agriculture and hydrophobic aggregates have the lowest MWD (2.8 mm, very stable) in comparison with forest (MWD = 3.43 mm, very stable) and grassland aggregates (MWD = 3.3 mm, very stable). Seeing as this treatment targets clay swelling, this is expected considering the high percentage of clay content in hydrophobic aggregates. As for the wet stirring treatment, the hydrophobic aggregates have the lowest MWD (2.31 mm, very stable) compared with the natural aggregates (MWD over 3 mm). This is most likely due to placing the hydrophobic aggregates in ethanol for 30 minutes, dissolving the oil in the process (miscibility in alcohol). However, constructed aggregates are somewhat less resistant to slow wetting than natural aggregates, which may result in some fragility of these aggregates and the irreplaceability of natural processes in their structural stability. Therefore, this construction process and pretreatments can shorten the adaptation period that constructed soils need in the field, but they cannot replace natural soil stabilization processes (e.g., wetting-drying cycles, plant root systems, and organism/microorganism activity).

II.7. Conclusion

The fabrication of aggregates from selected wastes using pelletizing disk is effective. Through series of experiments, the impacts of clay type and their percentage are studied, allowing to select the suitable proportions for optimal production. Both factors primarily influence the production of 1-3 mm aggregates, as a systematic increase in production is observed with the addition of reactive clay-rich material. In contrast, the addition of vermicompost influences larger aggregates (>3 mm), favoring the assembly of smaller aggregates, while green waste compost (mostly fresh organic matter) has a small impact on the production of 1-3 mm aggregates. While the aggregate's production and dry stability is improved, their stability in water is still weak. Slaking is observed immediately during rapid wetting of the samples. The initial water content within the aggregates is increased, to improve their stability in water by using a humidification cell. Although slaking is not observed immediately, the humid aggregates still break down within minutes of immersion in water. However, when aggregates are immersed in colza oil before rapid wetting, there is no slaking with an MWD greater than 2 mm, indicating a high structural stability. Even if the colza oil treatment is not applicable in field conditions, it allowed to understand the behavior of the aggregates in rapid wetting conditions (natural analogous) and finally the field hydrophobicity or water repellency (e.g., humic acids, aliphatic fractions, or plant litter debris). This study allows a first approach in realizing soil construction from wastes. This is a major advancement in terms of circular economy but in returning soils' ecosystem services to cities. The next step is the *in-situ* implementation of manufactured aggregates to observe their stability in natural conditions since naturel processes leading to the improvement of aggregate stability are difficult to reach "*ex situ*".

II.8. Points à retenir

Quatre matériaux argileux ont été testés pour identifier l'influence des minéraux argileux réactifs sur la production et la stabilité des agrégats. La présence d'argiles réactives a eu un impact positif sur les résultats de formation d'agrégats. Cependant, la matière organique mature présente dans le lombricompost a significativement favorisé l'agrégation par rapport à l'effet des argiles réactives. Cela indique que, ***lors de la construction du sol, l'attention devrait plus être accordée à la nature des matériaux organiques incorporés.***

L'ajout du matériel argileux « boue thermique » est positivement corrélé à la stabilité structurale sèche. L'augmentation du pourcentage de la boue thermique dans le mélange a créé des agrégats de diamètre supérieur à 5 mm, qui étaient plus difficiles à séparer à la main. Ceci, cependant, n'est pas nécessairement un impact positif. ***Les agrégats construits doivent être suffisamment stables mais rester biodégradables pour éviter l'inhibition de l'activité biotique.***

A l'échelle du laboratoire, des traitements spécifiques post-construction se sont avérés efficaces. ***Dans le cas du traitement à l'humidité, une légère amélioration de la stabilité humide des agrégats est observée.*** Il est important de noter que l'humidité du sol varie généralement de 10 à 45 % dans des conditions de terrain, offrant les mêmes conditions que celles produites dans des conditions de laboratoire.

Le traitement d'hydrophobicité a considérablement amélioré la stabilité humide des agrégats. Ce traitement émule les conditions hydrophobes naturelles causées par la matière organique et les agents biotiques. Il permet de connaître le comportement des agrégats construits une fois rendus légèrement hydrophobes dans les conditions de terrain.

Chapitre III

Effets de la végétation sur les agrégats de Technosols construits



Chapitre III. Effets de la végétation sur les agrégats de Technosols construits

Ce chapitre est la version finalisée d'un article dont la soumission est prévue dans le journal *Geoderma* et dont le titre est : ***Effects of vegetation growth on aggregate production and stability in constructed Technosols***. Ces travaux ont pour objectif de comprendre l'influence et les interactions entre le couvert végétal et les agrégats issus des Technosols construits de déchets.

III.1. Résumé

La construction de Technosols combine les caractéristiques minérales et organiques de divers déchets pour remplir des fonctions des sols et fournir les services écosystémiques généralement apportés par les sols naturels.

Dans cette étude, les déchets sont sélectionnés en fonction de leur potentiel d'agrégation et combinés selon deux méthodes de construction. Des mélanges construits sont utilisés pour une expérience de culture en pot durant 3 mois afin d'évaluer leur interaction avec la croissance de la végétation de *Lolium perenne* (ray-grass anglais). Les agrégats provenant des mélanges plantés sont comparés aux agrégats modifiés par humidité ou hydrophobicité. Leur stabilité structurale est examinée à travers une simulation de pluie et un protocole standardisé qui provoque l'éclatement par humectation rapide, le gonflement différentiel par humectation lente et la désagrégation mécanique généralement induite par l'impact des gouttes de pluie.

Les résultats valident le potentiel d'agrégation des matériaux parents et de la méthode de construction par disque bouletteur. Les agrégats de 1 à 5 mm de diamètre assurent un meilleur lit de semence, tandis que les agrégats supérieurs à 5 mm résistent mieux à l'érosion de surface. Les agrégats de surface restent intacts, quelle que soit leur taille, lorsque le couvert végétal est présent. La végétation influence également l'agrégation en facilitant la formation des plus gros agrégats (> 5 mm) sans modifier la stabilité des agrégats. En comparaison, l'humidité a légèrement amélioré la stabilité des agrégats dans l'eau, tandis que l'hydrophobicité l'a considérablement améliorée.

En conclusion, la sélection des matériaux et la méthode de construction favorisent l'agrégation dans les Technosols construits pour fournir un lit de semence approprié et un support de végétation adéquat, qui protège les agrégats de surface de l'érosion.

III.2. Abstract

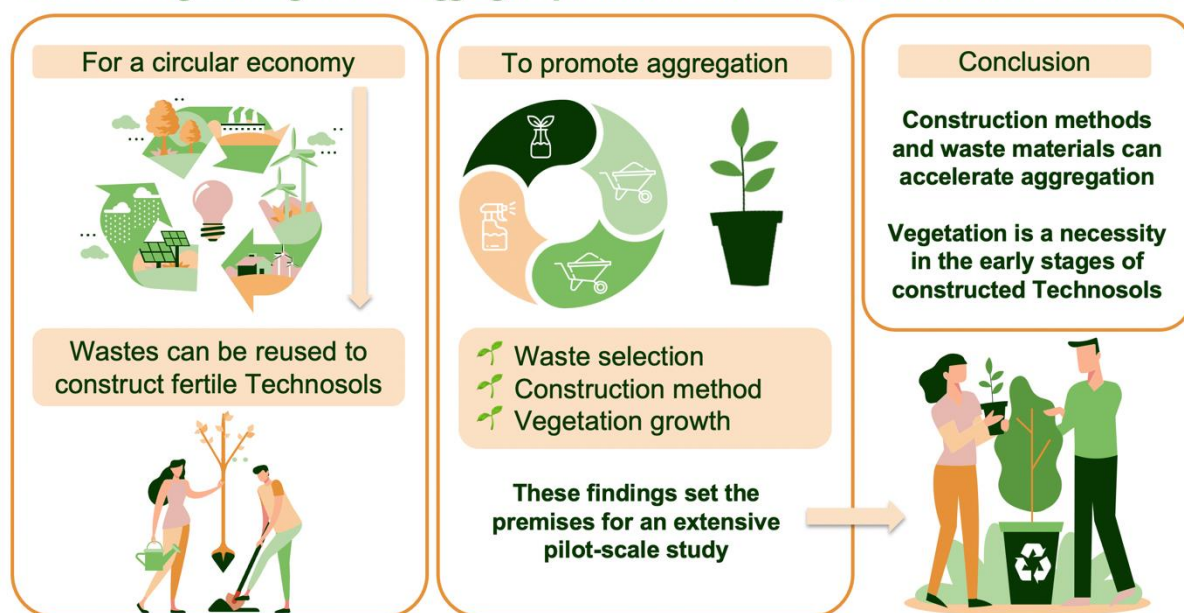
Technosol construction combines mineral and organic characteristics of diverse waste materials to provide soils functions and mimic natural soil for ecosystem services. This study aims to understand the importance and interactions between vegetal cover and soil aggregates from waste constructed Technosols. Waste materials are selected based on their aggregation potential and combined through two construction methods. Constructed mixtures are employed for a 3-month pot culture experiment to evaluate their interaction with *Lolium perenne* vegetation growth. The structural stability of aggregates from planted mixtures is compared with aggregates modified by humidification or hydrophobicity through a rainfall simulation and a standardized protocol to induce slaking, differential swelling, and wet stirring. Results validate the aggregation potential of the automated construction method using the pelletizing disc and of the waste parent materials. Aggregates 1 to 5 mm in diameter provide

a better seedbed, while > 5 mm aggregates resist better to surface erosion. Surface aggregates remain intact regardless of their size when vegetation cover is present. Vegetation also influences aggregation by facilitating the formation of the larger aggregates (> 5 mm) without change in aggregate stability. In comparison, humidity slightly enhanced aggregate stability in water, while hydrophobicity considerably improved it. Finally, the material selection and the construction method can encourage aggregation in constructed Technosols to provide a suitable seedbed and adequate vegetation support, which protects surface aggregates from erosion.

Keywords soil aggregates, Technosol construction, vegetation, phytotron, humidity, hydrophobicity

Graphical abstract:

Effects of vegetation growth on aggregate production and stability in constructed Technosols



Highlights:

- Aggregation can be accelerated for Technosol construction by optimizing the construction method.
- Revegetation of constructed Technosols provides surface protection.
- Aggregation encourages vegetation development and vice versa.
- The stability of aggregates increases when they are humid or hydrophilic.

III.3. Introduction

More than 55 % of the human population lives in urban areas, and this is expected to increase to 66 % by 2050 (United Nations, 2019). Urban areas are therefore expected to expand, which will have heavy impacts on soils and their formation (Kumar and Hundal, 2016). The term “urban soils” was first used in 1963 by Zemlyanitskiy to describe highly disturbed soils in urban areas. It then evolved to describe non-agricultural soil materials manufactured by blending or filling, or impacted by surface contamination (Craul, 1992). Urban soils (classified as

Technosols according to FAO, 2015) are often associated with low soil organic carbon (SOC) and biological activity, compared to forest or grassland soils (Bradley *et al.*, 2005; Meuser, 2010). As a result, they often display poor fertility, affecting biomass production and reducing ecological functions (De Kimpe and Morel, 2000; Morel *et al.*, 2015; Deeb *et al.*, 2020).

To ensure vegetation development and counterbalance the low fertility of urban soils, large amounts of topsoil are removed from surrounding agricultural or forest areas to improve urban soils in cities (Rokia, 2014). In France, the average annual volume of topsoil required for the construction of new public green spaces is estimated at over 3 million m³ (approximately 4.5 million tonnes) (Rokia, 2014). Simultaneously, considerable quantities of urban wastes are produced by cities (*e.g.*, demolition and construction debris, household, and industrial wastes), which are continually exported for industrial recycling or used on agricultural soils as compost. However, most of them are landfilled (Marshall and Farahbakhsh, 2013). Instead, these materials can be employed to construct soils that can replace topsoil needed for the cities' urban green spaces requirements. Soils can be constructed by consolidating the biotic and abiotic characteristics of various materials (Deeb *et al.*, 2020). They will need to support long-term plant growth, and as such, they need to exhibit structural stability and agronomic properties such as texture, carbon and organic matter content (Jones, 2002).

Aggregation is a key factor in physical soil fertility to support plant growth, as it helps increase soil porosity, carbon sequestration, moisture, and nutrient retention (Le Bissonnais, 1996; Abiven *et al.*, 2009). In natural soils, it is well known that several biotic and abiotic agents help form soil aggregates. Micro-aggregates are bound together by various persistent organic materials and highly disordered crystalline oxides and/or aluminosilicates, while macro-aggregates larger than 250 µm appear to be held together mainly by fine roots and fungal hyphae (Tisdall and Oades, 1982). However, in constructed soils, aggregation is challenging to predict when mixing different wastes together. Multiple studies examined the aggregation processes with specific waste materials like coking plant wastes (Monsérié *et al.*, 2009), or paper mill sludge by-products (Séré *et al.*, 2010), as well as the early pedogenetic processes involved in the formation of aggregates (Vidal Beaudet *et al.*, 2016). Moreover, the works of Jangorzo *et al.*, (2013) on early stages aggregation of Technosols demonstrates the positive influences of fauna activity and root development. However, little research has been done to evaluate the agronomic properties and mechanical behavior of Technosols resulting from different construction methods. More specifically, their ability to ensure plant cover development and their behavior under rainfall, both of which can affect their long-term viability, remain poorly described.

The aim of this study is to investigate the efficiency of construction methods on soil aggregation from waste parental materials and the interaction with vegetation growth (vegetal cover). In order to mimic the functioning of natural aggregates and accelerate the process of aggregation, two soil engineering construction methods are implemented to combine waste parental materials into already aggregate abundant mixtures (El Farricha *et al.*, submitted). To this end, growth experiments with potted *Lolium Perenne* for 3 months were conducted, in order to highlight the mutual impacts of aggregation and vegetation development for constructed Technosols. After each experiment and treatment (*e.g.*, moisture, hydrophobicity), the structural stability of the aggregates was determined by stability tests (Le Bissonnais, 1996) and rainfall simulation (Legout *et al.*, 2005). The results will be discussed in relation to plant development.

III.4. Materials and methods

III.4.1. Parental materials

Waste materials are selected based on their aggregation potential according to the paper of El Farricha *et al.*, (submitted). Briefly, the selected material as a base for the mixtures (base material) is an excavated mineral earth dating from the Lutetian age (Middle Eocene). This geological formation, called "Marnes et Caillasses" (Brackish Marl and Limestone), was excavated during a railway station construction near Paris. It was chosen for its silty nature allowing for better water retention and air circulation (Brown, 2003), and its carbonate content (since calcium is considered a cementing agent in soil aggregation (Wuddivira and Camps-Roach, 2006)). The clay-rich material added to the base material is thermal mud (TM), which is discarded from a thermal resort after therapeutic use. It is added to act as an aggregating material. It is well known that organic matter is crucial for soils functions, and in green spaces, it accounts for up to 4-6 % of the soil composition (Starbuck, 2008). Nonetheless, silt- or clay-rich soils require more organic matter to create stable aggregates (Magdoff and Van Es, 1993). To incorporate organic matter into constructed mixtures, (i) vermicompost is chosen for its maturity and aggregation properties, acting as a source of solid organic matter, and (ii) compost leachate (derived from a different green waste compost) is sprayed onto the mixture to provide dissolved organic matter.

The agronomic parameters of the compost are determined through the cation exchange capacity (cobalt hexamine method; standard NF X31-130), organic matter content, nitrogen content (standard NF EN 13654-2), soluble elements (standard NF EN 13654-2), and pH (standard NF EN 13037). The particle size distribution is obtained for the fractions below and over 80 μm by sieving and sedimentation (standard NF P 94-057). The total chemical analysis is conducted with X-ray fluorescence using a Zetium spectrometer. The mineralogical characterization is performed from X-ray diffraction using a BRUKER D8 ADVANCE diffractometer. The quantification of solid phases are polished using the Rietveld method (Rietveld, 1969) with SiroQuant V.4 software.

III.4.2. Soil construction methodology

The detailed methodology is reported in the El Farricha *et al.*, (submitted). The waste parent material, first dried at 40°C, is gently crushed to separate the clods into finer fractions with a soft jaw crusher and then screened to 500 μm . The fraction smaller than 500 μm is retained to mix the waste parental materials homogeneously.

A mixture is created with mineral excavated earth as a base (80 % of the mixture), the TM clay material constitutes 10 % of the mixture, and the organic material "vermicompost" completes the composition. From this formulation, two types of mixtures are created through different construction methods: (i) manual (MM) or (ii) automated pelletized (PM) mixing. The manually constructed mixture is created by putting the waste parental materials in a tray and mixing them, while dry, using a spatula. A 1kg mixture is then sprayed with 230 ml of compost leachate and mixed a second time with a spatula. The pelletized mixing is performed by using the automated movement of a pelletizing disc. It is a 700 mm diameter disc with a rotation speed of 16 spins per minute (**Figure III-1**). Dry waste materials are put to spin in the disc and then sprayed with compost leachate while in rotation (230 ml for a 1kg mixture). Both mixtures are passed through sieves of 5, 3, 1, and 0.5 mm to compare the aggregate size distribution of manual and pelletized soil construction methods.

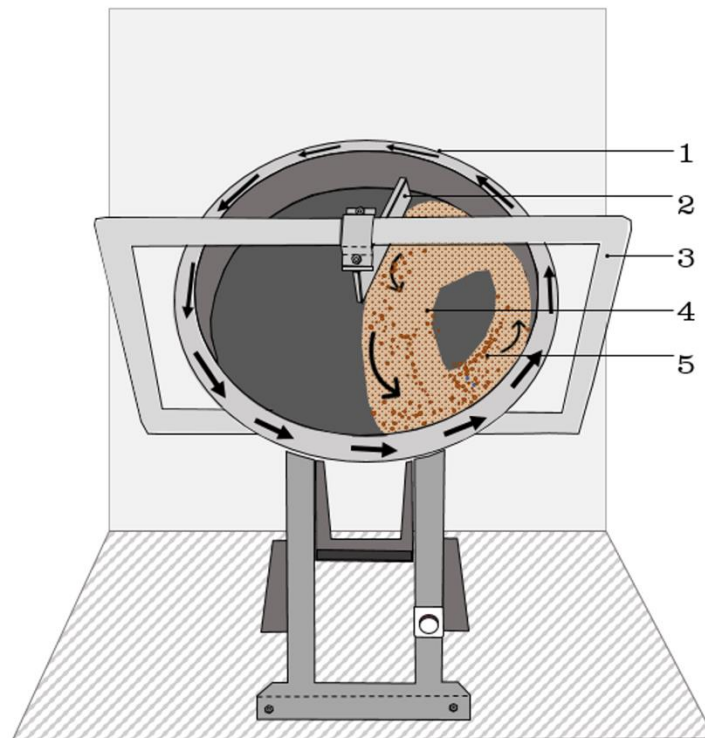


Figure III-1: pelletizing disc used in this study to create aggregates. 1- rotating disc; 2- scraper; 3- frame; 4- created mixture; 5- formed aggregates.

In addition, previous pretreatments are realized to affect wet aggregate stability positively according to El Farricha *et al.*, (submitted). Humidity mainly influences slaking-caused breakdown by reducing air bubbles' presence in aggregates' pores, and hydrophobicity influences the same breakdown mechanism by slowing down water penetration, allowing air bubbles to exit the pores gently. Humidity is introduced in aggregates' pores by capillarity for 30 minutes, and hydrophobicity is prompted by immersion in colza oil for 5 minutes. A portion of 1-5 mm aggregates constructed with the pelletizing disc is saved and not put through the pot culture experiment to be subjected to these treatments for later comparison.

III.4.3. Phytotron experimental conditions

For a 3-month pot culture experiment, *Lolium perenne* is chosen for its fast germination rate and quick establishment, as well as its dense root system (Cook, 2004; Clark, 2008; Hart *et al.*, 2013). The experiment is carried to evaluate the influence of *Lolium perenne* on mixtures formed from the two different construction methods (see before). For each mixture, five pots (15 cm in diameter and 13 cm in height) are filled with a 700 g of representative sample. The fraction below 0.5 mm is removed to distinguish freshly formed finer fractions, and the fractions' mass percentage is corrected to exclude the 0.5 mm to have a representative fragment size distribution in each pot. Three pots are sown with *Lolium perenne* seeds (150 kg/ha or 0.2-0.3 g/pot, following the grains' supplier' recommendations) at the beginning of the experiment and a second time after 58 days to boost biomass production again after it stabilized. The two remaining pots are not sown for a case-control. Finally, the nomenclature used in the paper is Ps for pelletized sown, Pc for pelletized control, Ms for manual sown, and Mc for manual control.

To control environmental conditions, sown and control pots are placed randomly in a phytotron, an experimental setup used for plant growth in specific factors of climate, light, temperature,

humidity, and all the corresponding periods (Downs, 1980). Using the AtmoControl software (Memmert, 2021), the cycle used for the growth chambers is 22°C for 15 h with luminosity turned-on to simulate the day, and a temperature of 15°C for 9 h with luminosity turned-off to simulate the night (the relative humidity is $65 \pm 5 \%$). Twice a week, the pots are weighed and watered with 100 ml of deionized water, and *Lolium perenne* is harvested every two weeks by cutting it 1 cm above the soil. The produced fresh biomass is measured directly after harvest.

III.4.4. Structural stability

III.4.4.1. Stability tests

Structural stability tests were performed on aggregates constructed manually and with the pelletizing disc and similar stability values were found. Therefore, in this work, structural stability tests are carried on humid (HU), hydrophobic (HY), and planted (P) aggregates constructed only with the pelletizing disc to evaluate their behavior to different breakdown mechanisms (Le Bissonnais, 1996; standard NF EN ISO 10930): slaking by fast wetting (FW), micro-cracking by slow wetting (SW) and mechanical breakdown by wet stirring (WS).

After each treatment, samples are dried at 40°C for 48h and passed through a column of sieves (2000, 1000, 500, 200, 100, 50 μm) to obtain the mass of each fraction. The mean weight diameter (MWD) is determined by calculating the sum of each fraction mass percentage multiplied by the fraction mean size.

III.4.4.2. Rain simulation

Rainfall simulation is performed to evaluate the combined effect of breakdown mechanisms on constructed aggregate stability. Adapting a setup from Legout *et al.*, (2005), an oscillating rainfall simulator is set to 18 sweeps/min for a rain intensity of 31.9 ($\pm 1.9 \text{ mm.h}^{-1}$). The simulator is equipped with Veejet spray nozzles (H/U 65/150), and using deionized water, it produces small raindrops (MWD = $1.4 \pm 0.1 \text{ mm}$) at an applied pressure of 1 bar, with a kinetic energy of 3.6 ($\pm 0.2 \text{ J.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$). Cylinder experimental devices are positioned under the rainfall in two lines of five. They consist of two compartments separated by a filter with a pore size of 11 μm on top of a metal grid. In the upper compartment (190 mm diameter, 200 mm height), 5g of aggregates (diameter of 1 - 5 mm) are placed in the middle using an inner ring (50 mm). The bottom compartment (190 mm diameter, 70 mm height) permits rainwater collection to determine the mass of finer fractions (< 11 μm) (**Figure III-2**). Sampling is done at rainfall durations of 1, 2, 6, 15, and 30 minutes to cover the structural stability differences of aggregates. For comparison with the stability test, the same aggregates constructed using the pelletizing disc are selected *i.e.*, HU, HY, and P.

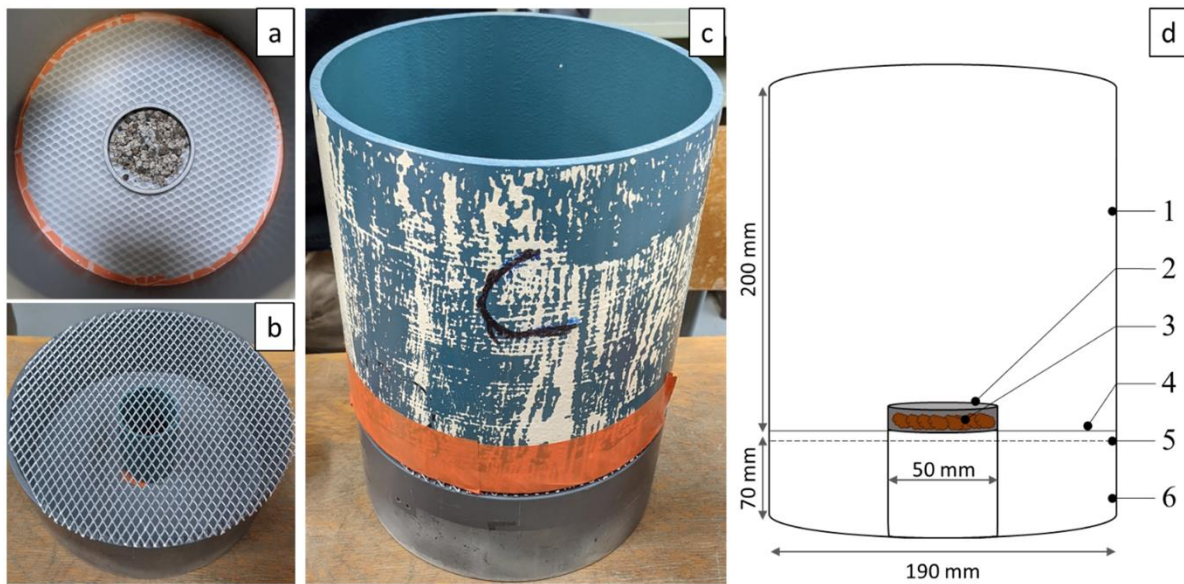


Figure III-2 : cylinder experimental device. a- Top view of top compartment with aggregates placed inside; b- Bottom compartment with metal grid placed on top; c- Side view of both compartments on top of each other; d- cross-section of experimental device: 1- Top compartment; 2- Inner ring; 3- Aggregates; 4-11 μ m filter; 5- Metal grid; 6- Bottom compartment.

After completion of simulated rainfall, aggregate samples are retrieved from the top compartment of cylinders and sieved through 2000, 1000, and 500 μ m using ethanol to conserve their structure. The retained mass on each sieve is dried at 40°C and weighed. In the case of HY aggregates, water is used instead of ethanol. This is because oil is miscible with ethanol, and its stabilizing effect on aggregates would have been removed otherwise. Fractions below 500 μ m are recovered in a beaker and examined in a laser particle size analyzer (MasterSizer 2000, Malvern instruments). In addition, rainwater collected in the bottom compartment is recovered, and dried at 40°C to obtain the < 11 μ m fraction mass. Like the stability tests, the mean weight diameter is calculated.

III.4.5. Statistical analysis

Triplicates are carried for the stability tests and the rain simulation to obtain the mean values and standard deviations. A one-way Analysis of Variance (ANOVA) is carried followed by a Tukey's test to determine if there is a significant difference between mean values.

III.5. Results

III.5.1. Parent waste materials' characteristics

The "excavated earth" base material is a sandy clam loam (30.5 % sand, 49.5 % silt and 20 % clay). The high calcium content (17.2 % in weight) (**Table III-1**) is originated from carbonates, specifically dolomite (61% \pm 3). Thermal mud is composed of 91.3 % clay fraction (heavy clay texture) and contain 44 % of smectite, 15 % of kaolinite, and 16 % of illite/mica, inducing a high cation exchange capacity of 61.3 cmol/kg. Half the composition of vermicompost is dry matter, and the percentage of organic carbon is 42 %. It has a low C/N ratio (17) and contains 2.5 % nitrogen, 4.5 % calcium, 0.3 % magnesium, and 0.2 % phosphorus.

Table III-1 : physicochemical properties and mineralogy of inorganic parent materials.

Parent materials	Mineral excavated earth		Thermal mud	
	Err %		%	
Mineralogy (%)	Smectite	5	< 1	44
	kaolinite	5	–	16
	Illite/mica	5	4	15
	Calcite	3	9	2
	Dolomite	3	61	–
Chemical analysis (%)	Si	0.2	7.4	23.8
	Al	0.2	1.0	8.8
	Fe	0.05	0.7	3.7
	Ca	0.1	17.2	2.1
	Mg	0.2	7.6	1.6
	Na	0.2	0.5	1.8
	K	0.05	0.3	0.8
	Ti	0.05	0.1	0.5
	Mn	0.02	0.0	0.0
P	0.05	0.0	0.1	
Particle size distribution (%)	Sand		19.6	7.2
	Silt		49.5	1.5
	Clay		20.3	91.3
CEC (cmol/kg)			3.3	61.3

Vermicompost's pH value is around 7, while the leachate compost has a pH value of 8.2 and contains 246 mg/l of dissolved organic carbon content (**Table III-2**).

Table III-2 : physicochemical properties of organic parent materials.

	Vermicompost	Compost leachate
pH	7 (+/- 0.5)	8.2 (+/- 0.5)
Total nitrogen (%)	2.5	0.003
Dry matter content (%)	50	BDO (mg/l O ₂) 4
Organic carbon (%)	42.7	COD (mg/l O ₂) 246
Calcium (%)	4.5	Total MES (mg/l) 132
Magnesium (%)	0.3	Ammonium (mg/l) 0.5
Potassium (%)	0.3	Kjeldahl nitrogen (mg/l) 11.9
Phosphorus (%)	0.2	Nitrates (mg/l) 71
Ratio C/N	17	Total phosphorus (mg/l) 6.4

III.5.2. Aggregate size distribution

Mixtures are constructed either by using the automated movement of a pelletizing disc (PM) or manually by using a spatula (MM). The different construction methods produce distinct size distributions of aggregate fractions (**Figure III-3a**). Aggregates above 5 mm in size are present in higher percentages for MM, in comparison with pelletized mixtures, representing more than half of their distribution ($55.9 \pm 4.2\%$ and $36.5 \pm 4.2\%$ of the total mixture, respectively). Nevertheless, using the pelletizing disc, more 3-5 mm ($13.1 \pm 2.2\%$ vs. $8.9 \pm 1.2\%$) and 1-

3 mm aggregates ($37.1 \pm 1.2 \%$ vs. $11.1 \pm 1.5 \%$) are produced. In total, 1-5 mm aggregates obtained from PM represent half their distribution (50.2%), while MM contains around 20% . PM also formed more 0.5-1 mm aggregates than MM ($9.3 \pm 4.4 \%$ and $4.2 \pm 0.5 \%$ each). However, the manual construction method leaves a higher percentage of material unaggregated ($< 0.5 \text{ mm} = 19.8 \pm 1.8 \%$), whereas the pelletized mixtures leave only $4 \pm 2.2 \%$ of finer fraction ($< 0.5 \text{ mm}$).

Following the three-month growth experiment, the aggregate size distribution is measured to compare the mixtures (MM or PM), and the impact of vegetation growth on aggregation (**Figure III-3b**). The results evidence a substantial impact from pelletized mixtures (PM). This effect is observed in the $> 5 \text{ mm}$ fraction of sown pots ($55.4 \pm 1.2 \%$), while in control pots this fraction stays unchangeable ($41.9 \pm 4.2 \%$). The 3-5 mm aggregate fraction percentage is higher for control pots and decreases in the case of sown pots ($8.5 \pm 1.6 \%$). A more significant drop is measured in the 1-3 mm fraction of sown pots ($19 \pm 1.2 \%$) compared to control pots ($26.4 \pm 2.8 \%$). The 0.5 - 1 mm aggregate fraction remains stable throughout the experiment (around 10%). Before potting, the fraction below 0.5 mm is removed to distinguish freshly formed finer fractions. For both sown and control pots, similar percentages of $< 0.5 \text{ mm}$ are obtained (around 6.5%). It seems that Ryegrass growth primarily influences larger aggregates, encouraging the gathering of 3-5 mm into larger ones above 5 mm. This might be the reason why only a slight difference is observed after three months for manually constructed mixtures, as they already contained a significant percentage of this fraction (**Figure III-3c**). For MM, a breakdown of $> 5 \text{ mm}$ and 1-3 mm fractions for sown and control pots contributes to a rise of around 7% in the finer fraction ($< 0.5 \text{ mm}$), and the 3-5 mm and 0.5-1 mm aggregate fractions remain similar for sown and control pots after 3 months.

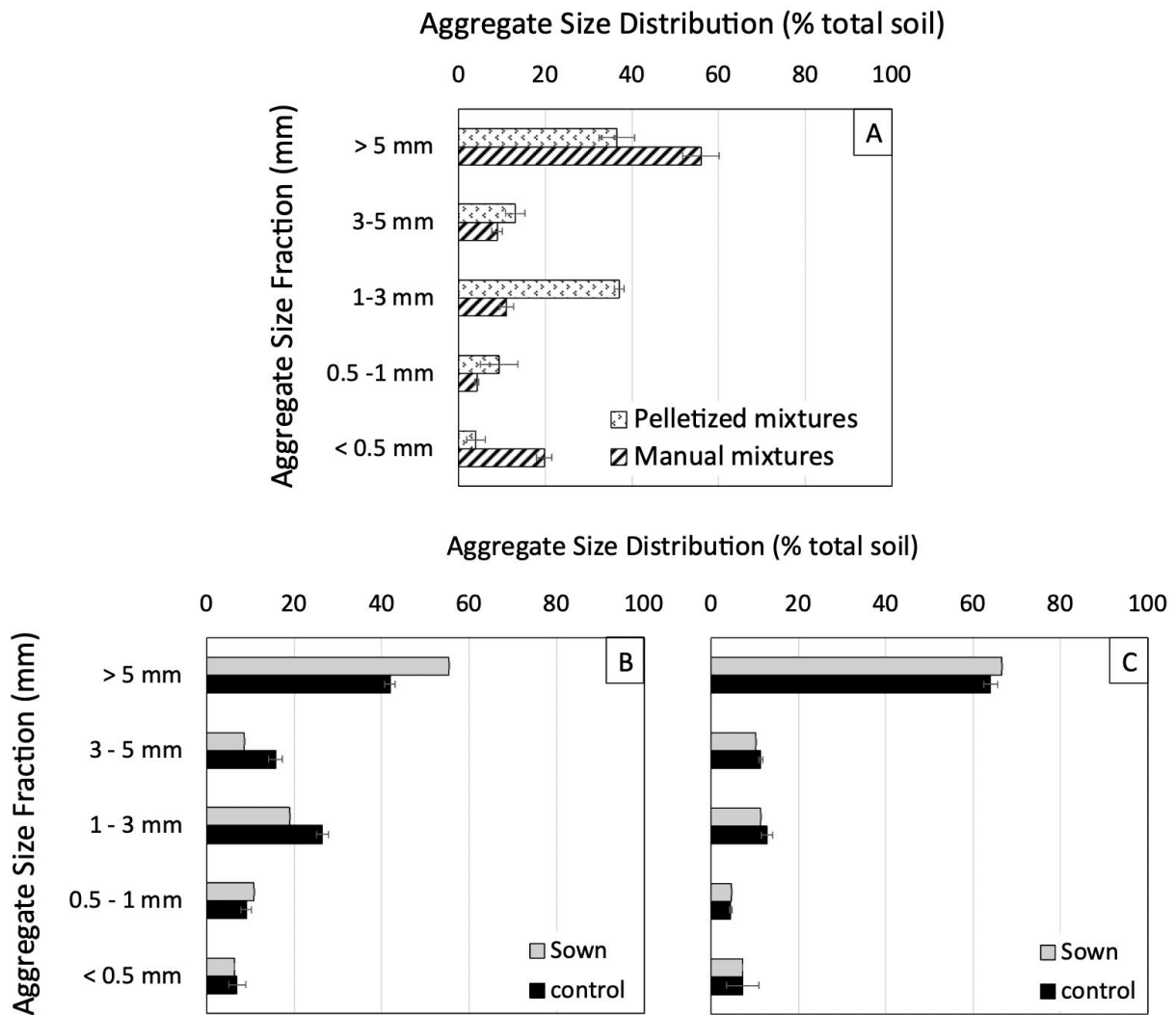


Figure III-3 : aggregate fractions' size distribution of: A- Pelletized vs. manual mixtures after construction; B- Pelletized mixtures after 3-months (sown, control); C- Manual mixtures after 3-months (sown, control).

III.5.3. Ryegrass growth and the impact of vegetal cover on surface aggregates

Two weeks after the first sowing, a higher mass of grass is produced for PM (an average 0.9 ± 0.1 g per pot) than MM one (0.7 ± 0.1 g/pot) (**Figure III-4**). The biomass production drops and stabilizes to become similar after 28 days (0.4 ± 0.1 g/pot) until day 42 (0.4 ± 0.1 g/pot). After 56 days, a slight drop is measured in Ryegrass growth, where an average of 0.29 ± 0.1 g from PM pots and 0.35 ± 0.1 g from MM one. The second sowing is carried 58 days after the start of the experiment by adding 0.3g of grains per pot. A similar trend but more pronounced to the first sowing is observed; pots containing PM produce higher biomass (1.4 ± 0.2 g/pot) than MM mixtures (0.9 ± 0.2 g/pot). The biomass production of the latter continues (an average of 0.8 ± 0.3 g per pot), whereas a significant drop in biomass is observed for PM (0.5 ± 0.1 g/pot) (**Figure III-4**).

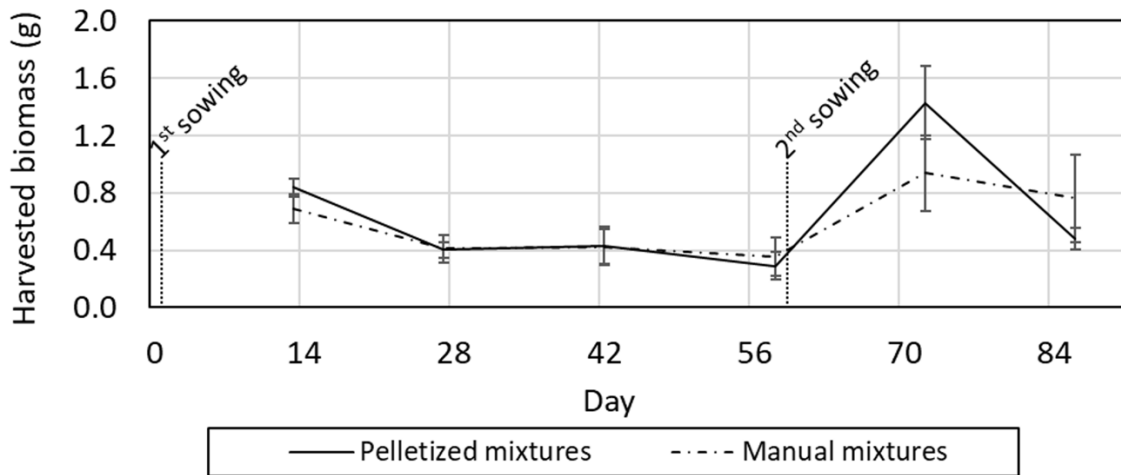


Figure III-4: average produced biomass per pot for pelletized untreated mixtures and manually constructed mixtures.

On a 14-day growth period between two harvests, side profile pictures are taken of pots containing untreated PM and MM for height growth comparison (**Figure III-5**). It appears that Ryegrass grows at similar speeds for the two types of mixtures, as the growth height is similar for both sets of pots. The higher biomass production observed for PM is most likely due to faster germination after sowing rather than the speed of growth.

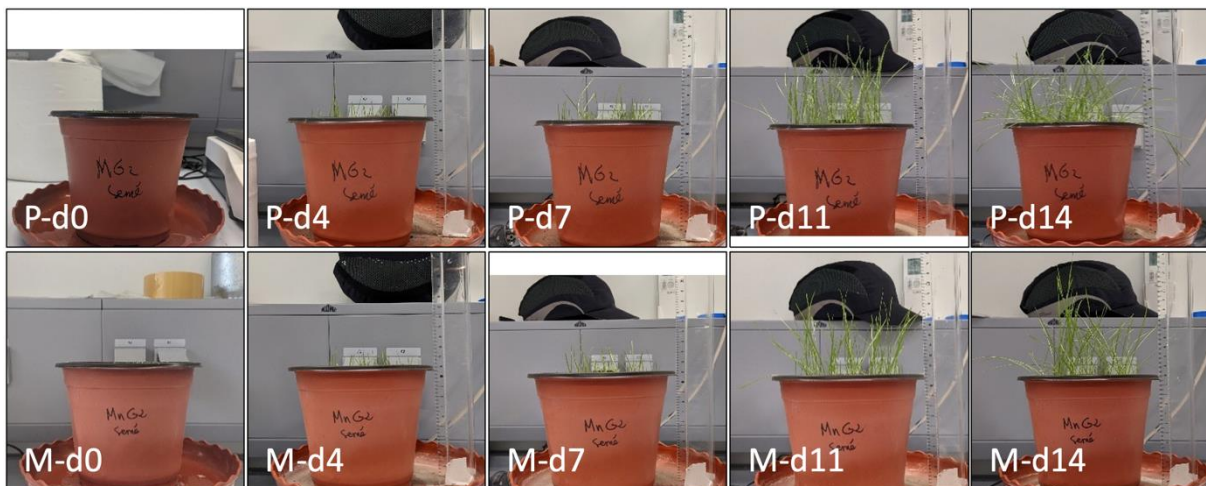


Figure III-5: 14-day (d) time-lapse and side profile of Ryegrass growth for a pelletized mixture (P) and a manually constructed mixture (M).

Twice a week, pots are watered with 100 ml of deionized water, and pictures are taken of pots' top profile for a time-lapse of surface aggregates. The pictures from **Figure III-6** are taken after grass harvest and selected because of the better visibility of surface aggregates. Vegetation cover helps preserve surface aggregates from breakdown caused during watering (**Figure III-6. Pelletized sown Ps - Manual sown Ms**). In contrast, control pots of PM present surface aggregate breakdown (**Figure III-6. Pelletized control Pc**). Structural surface crusts progressively developed (evident after 42 days) followed by water stagnation observed after 58 days. Control pots of MM behave differently (**Figure III-6 Manual control Mc**). The MM initially contains more aggregates larger than 5 mm that might have been more resistant to watering. Most of the aggregates remain stable, with a slight surface crust (from day 42) and no stagnation is observed after watering.



Figure III-6 : 3 months surface time-lapse with pictures taken harvest days (d) of: Ps. Pelletized sown; Pc. Pelletized control; Ms. Manual sown; Mc. Manual control.

III.5.4. Aggregate stability

Stability tests are carried on MM and PM aggregates. The results show similar structural stability. Hence, to have a one variable comparison, the following results only concern PM aggregates that have gone through different treatments: planting, humidity, and hydrophobicity.

III.5.4.1. Stability tests

Three stability tests are carried on 1-5 mm hydrophobic (HY), humid (HU), and planted aggregates (P) to study the impact of these processes on aggregate stability (**Figure III-7**). The fragment size distribution is obtained following the standard NF EN ISO 10930 *i.e.*, fast wetting (FW), slow wetting (SW), and wet stirring (WS) tests. For HY (**Figure III-7a**), the distribution is primarily concentrated in fraction $> 1000 \mu\text{m}$. Following the three tests, the $> 1000 \mu\text{m}$ fractions have a mean mass percentage of 97.8 %, indicating that 1-5 mm HY aggregates remain very stable. HU (**Figure III-7b**) and P (**Figure III-7c**) aggregates show similar size distributions regarding FW and WS. FW provokes slaking inducing mostly fragments of 500-200 μm ($29.1 \pm 4 \%$ and $34.3 \pm 6.2 \%$ for HU and P, respectively) and 200-100 μm ($26 \pm 1.7 \%$ for HU, $24.3 \pm 3 \%$ for P). Nevertheless, $23.2 \pm 2.4 \%$ and $21.6 \pm 3.3 \%$ of $> 1000 \mu\text{m}$ aggregates remain stable for HU and P respectively. WS's mass percentage for the $> 1000 \mu\text{m}$ fraction is around $26.5 \pm 1.6 \%$ for HU and $26.1 \pm 3.3 \%$ for P; and both aggregates have a higher mass percentage of the fraction 500-1000 μm after WS ($23 \pm 5.5 \%$ for HU, and $22.4 \pm 1.3 \%$ for P) in comparison with FW ($11.1 \pm 1.6 \%$ for HU, and $8.9 \pm 1.8 \%$ for P). In contrast, HU and P aggregates' stabilities vary from each other when faced with slow wetting (SW). Considering that SW is the least destructive of the three treatments, it is usually

used to differentiate very unstable aggregates. The > 1000 μm fraction is 29.9 ± 7.7 % for P, and 45.9 (± 2 %) for HU. Consequently, the finer 100-200 μm fraction is higher for P (13.2 ± 3.1%) in comparison with HU (6.7 ± 0.8 %). Overall, this indicates that HY aggregates are the most stable, followed by HU aggregates and then P aggregates.

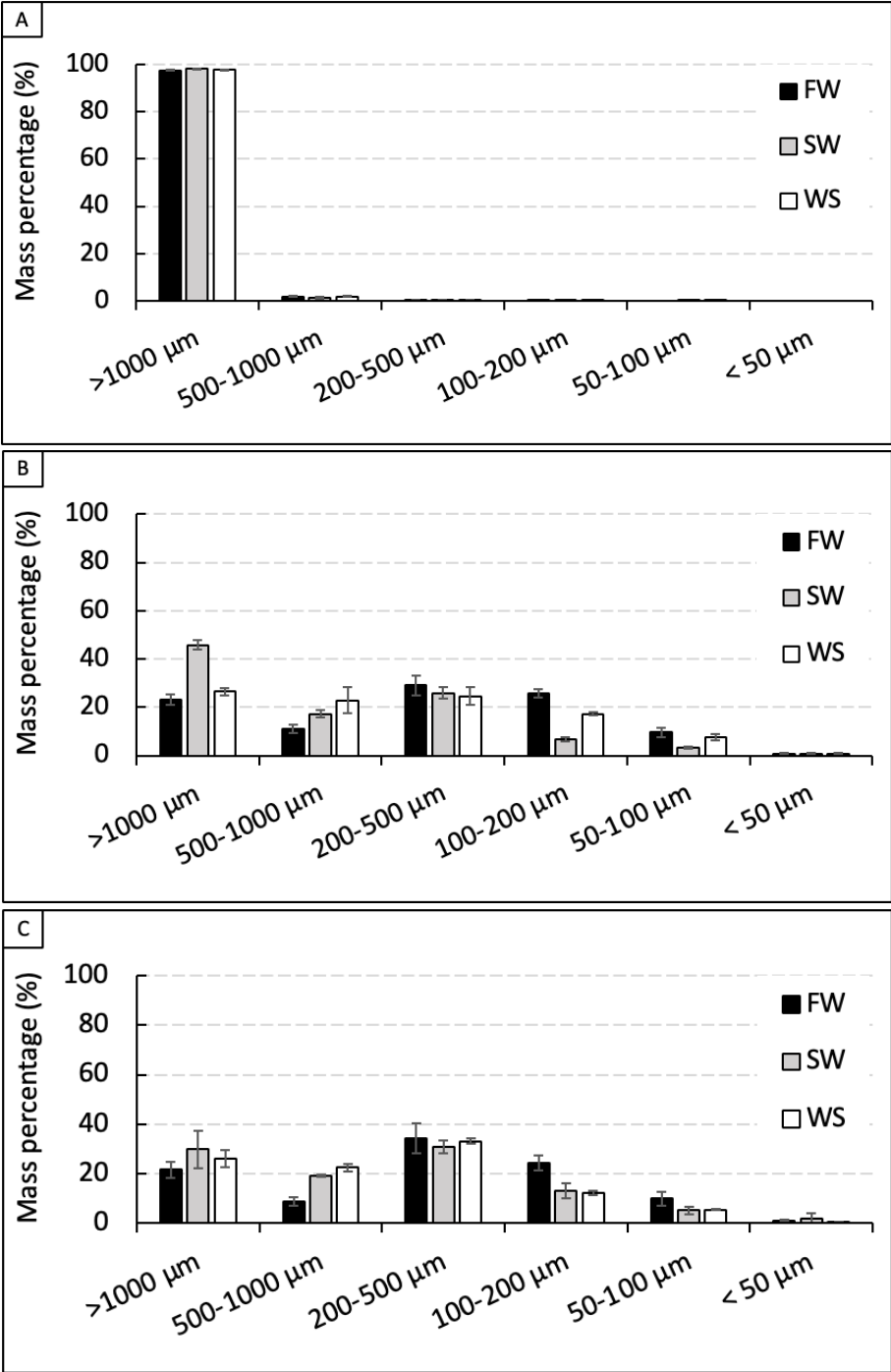


Figure III-7 : fragment size distribution following stability tests of fast wetting (FW), slow wetting (SW), and wet stirring (WS). The tests are carried on aggregates that are A- hydrophobic, B- humid, and C- planted.

III.5.4.2. Rain simulation

The fragment size distribution is measured after each period of rainfall for the three aggregates. For HY aggregates (**Figure III-8a**), the mass percentage is primarily concentrated in the $> 1000 \mu\text{m}$ fraction during the entirety of the experiment. After 30 minutes of rainfall, a slight decrease is observed from $96.3 (\pm 0.8 \%)$ to $94.4 (\pm 1.6 \%)$ for the $> 1000 \mu\text{m}$ fraction. This can indicate a mass reduction; however, the statistical difference between these periods of time is insignificant. HU (**Figure III-8b**) and P (**Figure III-8c**) aggregates behave similarly. Their mass percentage remains concentrated in the $> 1000 \mu\text{m}$ and $500\text{-}1000 \mu\text{m}$ fractions. Contrary to HY aggregates, HU and P break down early due to the rainfall. After 1 minute of rain, the $> 1000 \mu\text{m}$ fraction is around $27.8 \pm 17.8 \%$ for HU and $22.71 \pm 20.6 \%$ for P, and after 30 minutes it reaches $28.3 \pm 19.10 \%$ (HU), and $35.7 \pm 10 \%$ (P). Note that standard deviation is very pronounced. This temporal dynamic indicates that HY aggregates present a very high structural stability, and 30 min of rain did not cause their disaggregation. In contrast, the breakdown dynamics are played out from the start for the unstable HU and P aggregates, and their general behavior is foretold after 1 minute of rain.

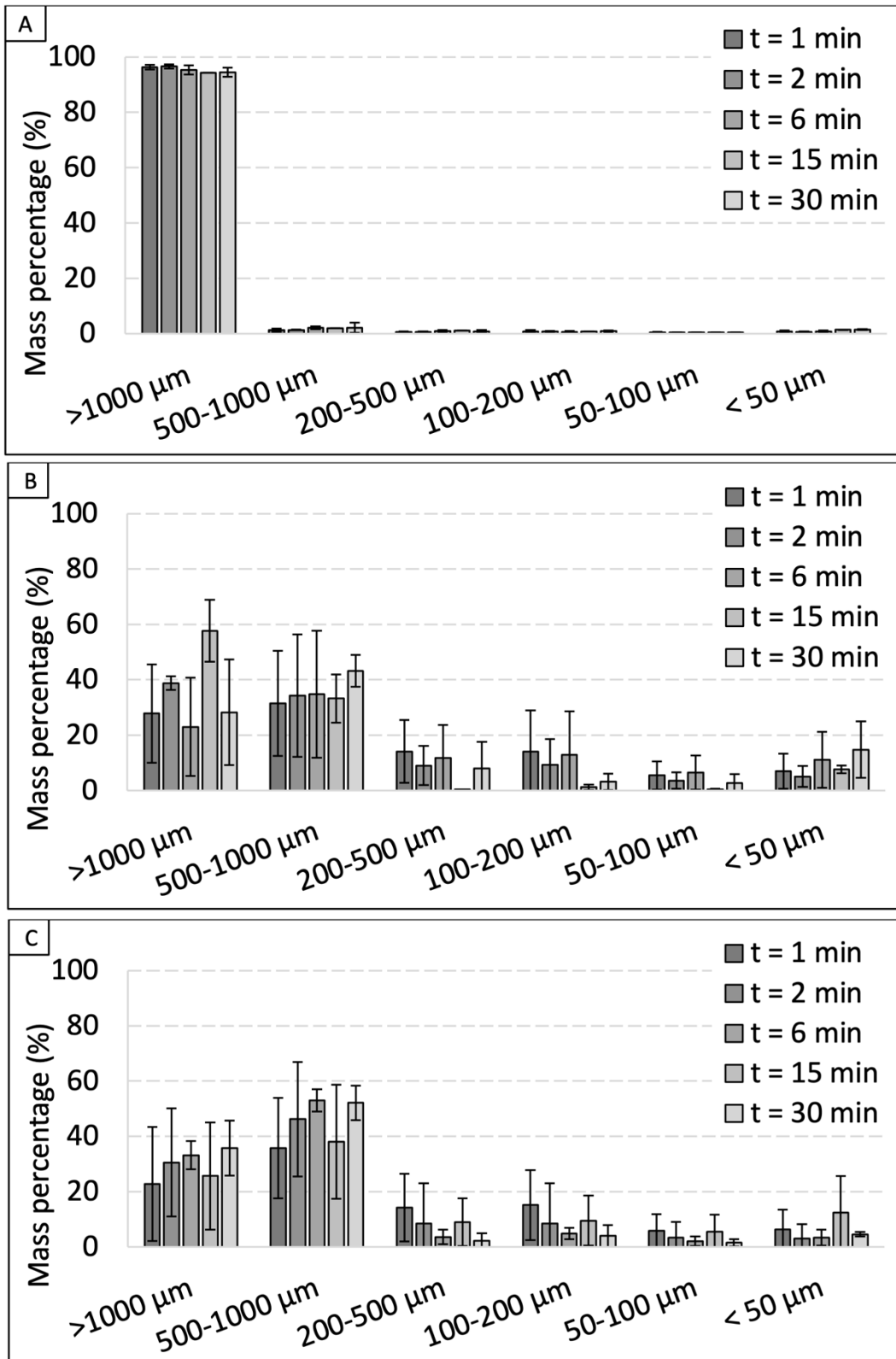


Figure III-8 : fragment size distribution obtained after each rainfall duration of: A- hydrophobic; B- humid; and C- planted aggregates.

III.6. Discussion

Aggregation is used as an indicator of the overall quality of soil (e.g., Oades and Waters, 1991) and an important parameter implemented in this work. Two methods are used to construct a fertile Technosol to determine the most efficient and easy method to conduct. The manual method (MM) produces large quantities of aggregates above 5 mm (over 50 %), but around 20 % of the materials remains unaggregated (< 0.5 mm), and 20 % are 1-5 mm aggregates. In manual method, the materials are first mixed dry, then sprayed with compost leachate, and finally mixed a second time with a spatula. As a result, a snowball effect is observed as humid material (< 0.5 mm) groups into aggregates that get larger as long as they remain humid with compost leachate. Once all humid materials have gathered in aggregates covered in one last layer of dry material, the remaining particles stay unaggregated. In contrast, the pelletizing disc method allows a uniform mixing of dry materials because of the continuous rotation. All the materials below 0.5 mm have a chance to be exposed to the compost leachate, and only 4 % remain unaggregated. As a result, PM are mainly composed of aggregates between 1 and 5 mm (50 %), and contain 36.5 ± 4.2 % of aggregates above 5 mm. *In fine*, it is thus possible to build relatively stable aggregates from waste which is quite innovative at this stage.

MM and PM produce different aggregate size fractions but exhibit the same vulnerable structural stability in water. This often can be improved with the introduction of organic matter (Le Bissonnais and Arrouays, 1997; Martens, 2002; Kong *et al.*, 2005; Cosentino *et al.*, 2006). Various authors from literature (Bartoli *et al.*, 1988; Haynes and Swift, 2006; Yoshikawa *et al.*, 2018) have associated enhanced wet structural stability gained from organic matter addition with hydrophobic properties. Soils with these properties manage to resist or delay water infiltration. One of the first modifications of aggregates' wettability using a hydrophobic material (linseed oil) was performed by Hénin in 1938. Recently, similar modifications are performed on constructed aggregates by immersion in colza oil, which allows their structural stability to go from unstable to very stable in water (El Farricha *et al.*, submitted). The same improvements are applied in this study to enhance their wet stability. As hydrophobicity lowers and slows down water entry into aggregates, the overall infiltration rate of water in the soil is reduced. Consequently, even though wet aggregate stability is enhanced, minimal levels of hydrophobicity can negatively affect water flow in soils, affecting plant growth and development (Hunt and Gilkes, 1992). Similar results are observed by Osborn *et al.*, (1967) and Osborn (1969), where they establish that soil hydrophobicity could severely restrict ryegrass seed germination. Reduced infiltration rates may also favor runoff and therefore the erosion and downslopes transport of these aggregates, which may reduce their viability on the field.

When seeds are introduced to soils, imbibition is a crucial requirement of germination. During this phase, dry seeds become hydrated and swell through the absorption process of water from the soil, which requires high soil-seed contact. Aggregate sizes between 1 to 5 mm in diameter are considered to provide a suitable seedbed (Braunack and Dexter, 1989), and for the soil-seed contact to be considered sufficient, enough moisture must be transferred through soil aggregates to reach the imbibition rate (Collis-George and Melville, 1975). Pelletized mixtures are able to provide suitable conditions for ryegrass seeds. During the harvest, carried once every two weeks, ryegrass growth is significantly higher after the first and second sowing for PM compared to MM ones. Since ryegrass's growth speed is similar for both mixture, this is most likely due to the faster germination of seeds in PM. As mentioned earlier, seed-soil contact is more favorable in the presence of 1-5 mm aggregates. PM seem to have that advantage thanks to their size distribution (50 % of 1-5 mm aggregates), whereas MM are mainly composed of aggregates above 5 mm (56 %).

The presence of larger aggregates has been reported to result in detrimental effects when incorporated into the seedbed due to reduced seed-soil contact (Dürr and Aubertot, 2000). However, their size allows them to better resist breakdown in comparison with 1-5 mm aggregates (Lyles and Woodruff, 1962; Keller *et al.*, 2007; Obour *et al.*, 2017). In this study, when the vegetation cover is absent, larger aggregates in MM are more resistant to watering, as opposed to surface aggregates in PM. When vegetation cover is present, surface aggregates in PM and MM are protected from watering. They resist better to breakdown, and over the span of 3-months only minimal differences are observed in the surface aggregates' appearance. Similar studies highlight the importance of vegetation cover on aggregates' stability (Mohanty *et al.*, 2012; İlay and Kavdir, 2018), which is crucial for decreasing weathering, enhancing rainwater infiltration, and offering a favorable microclimate (Zhang, 1994).

For land-use planning in agricultural and urban areas to be efficient, crusting needs to be considered. Crusting or sealing occurs when clay, dispersed by raindrop impact on the soil surface, infiltrates into soil pores and blocks them (Agassi *et al.*, 1981). In our case, this is mainly observed in PM control pots, which present a gradually crusted surface that is strongly evident 58 days after the beginning of the experiment. In addition, water stagnation following watering develops over the course of the 3-month experiment and becomes noticeable after 72 days. In contrast, for sown pots the aerial parts of vegetation reduce the mechanical energy of watering by intercepting water drops and absorbing the kinetic energy (Li *et al.*, 2019). This highlights the need for vegetation cover when implementing young constructed Technosols. In a way, this surface protection may give the constructed aggregates enough time to have their stability to be enhanced by enhanced through the interference of biological factors.

Ryegrass vegetation also influences the aggregate size distribution through its roots. This is mainly observed in PM, where the percentage of > 5 mm aggregates increased by $14.4 \pm 1.2\%$ compared to control pots. Aggregates are observed to interact with roots and agglomerate around them (**Figure III-9a to III-9d**), explaining the increase in the > 5 mm fraction observed in pelletized mixtures following sowing. In addition to ryegrass growth, moss also develops on the surface of aggregates (**Figure III-9e**) with hyphae development between them at a smaller scale (**Figure III-9g to III-9h**). Roots induce aggregation by exercising lateral pressures causing compaction and continually incorporating water leading to soil particles becoming dry and adhering around the roots. This process is even more enhanced when mycorrhizal hyphae are present (Coleman *et al.*, 2004). In MM mixture, high percentages of > 5 mm are already formed ($66.7 \pm 0.02\%$), leaving little room for further aggregation. Hence, no significant difference is observed in the aggregate fractions of MM.

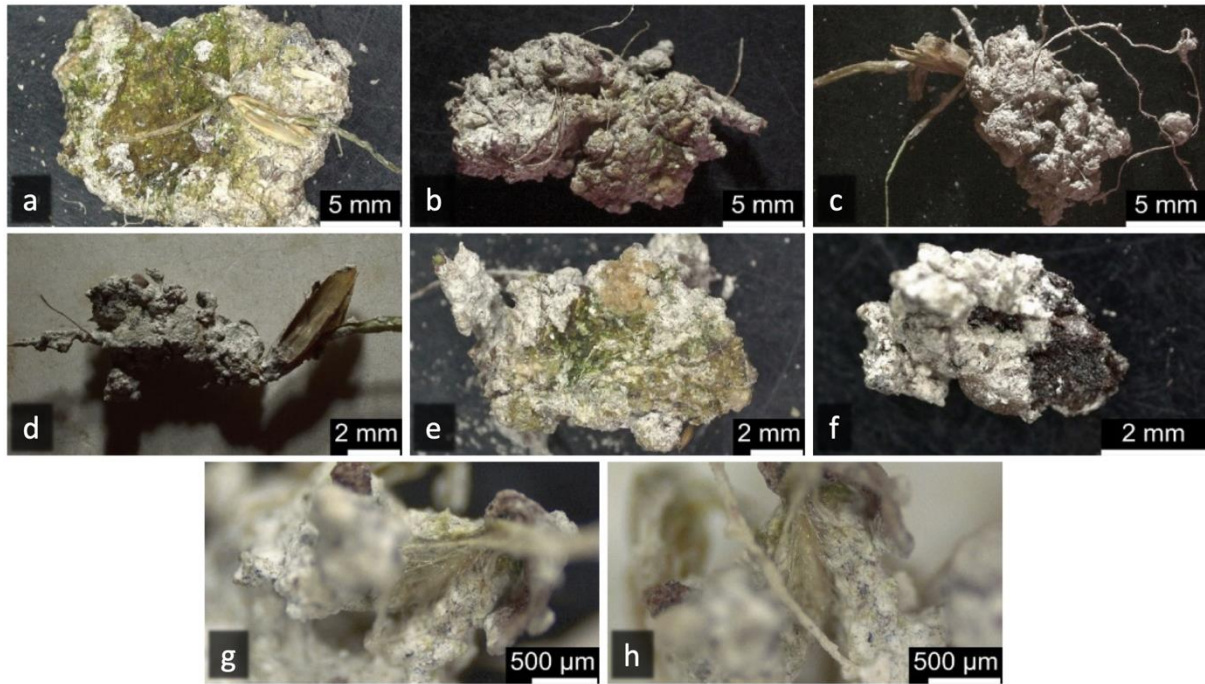


Figure III-9 : pictures taken under an illuminated binocular microscope of: a-d. Interactions between aggregates and roots; e. Moss growth on aggregates; f. Vermicompost surrounded by mineral material; g-h. Hyphae development in aggregates.

According to Zhou and Shangguan (2007), roots' effect on aggregate stability is observed between the 12th and 27th week. In contrast, previous studies by Mamo and Bubbenzer (2001a, b) report that stability improves only after three months. In this study, three months of growth are sufficient for ryegrass to impact aggregate size distribution but not long enough to significantly influence aggregate stability compared to other treatments.

Even though humid (HU) and planted (P) aggregates have similar tendencies, they differ when dealing with slow wetting (SW) which is the least destructive stability test (Le Bissonnais, 1996). Its purpose is to promote differential swelling and shrinkage, usually observed during wetting and drying cycles. While fast wetting is used to emulate heavy rainstorms, slow wetting corresponds to a field condition of wetting under gentler rain. Le Bissonnais (1988) and Truman *et al.*, (1990) found that slaking decreases as the initial moisture content increases due to the volume reduction of air entrapped in aggregate pores. In this study, the humidity does not significantly improve aggregate stability when dealing with slaking-induced fast wetting (mean weight diameter (MWD) = 0.82 ± 0.1 mm, unstable to mildly stable), similarly to aggregates sampled after 3-month of ryegrass growth (MWD = 0.78 ± 0.3 mm, unstable to mildly stable).

However, HU have a significantly improved stability when dealing with the similar but gentler breakdown mechanism of slow wetting (MWD = 1.4 ± 0.1 mm, mildly stable to stable). In contrast, P aggregates remained unstable to mildly stable (MWD = 0.9 ± 0.2 mm) most likely due to weak initial moisture content, considering they are dried before stability analysis (**Figure III-10**). Hydrophobicity slows the rate of water penetration into aggregate pores, allowing air bubbles to exit slowly without causing a strong internal pressure (Hénin, 1977a, 1977b). Therefore, when faced with FW and SW, hydrophobic (HY) aggregates remain stable (MWD = 2.76 ± 0.08 mm, very stable).

Concerning the third stability test of wet stirring, it is about reproducing the external force of a raindrop. Both P and HU aggregates behave similarly (MWD = 0.79 ± 0.15 mm, unstable to

mildly stable), whereas HY display very high structural stability ($MWD = 2.89 \pm 0.15$ mm, very stable) (**Figure III-10**). In natural condition, this mechanism usually occurs in combination with the two previous ones (SW and FW) and plays a dominant role on wet soil because aggregates are usually already weakened by slaking and differential swelling (Bradford and Huang, 1992; Le Bissonnais, 1996). The rain simulation allows the combination of these three mechanisms to view how these aggregates would behave in a closer to reality situation.

Similar to the stability tests, rainfall generates alike breakdown dynamics for P and HU aggregates, but a very different one for HY aggregates. Nevertheless, all three aggregates lack temporal variation in their breakdown dynamics. The mass percentage of $> 1000 \mu\text{m}$ for HU and P aggregates decreases rapidly after 1 minute of rain and then remains stable, and overall, the same constancy in values is observed for the other fractions. As discussed previously, both aggregates are most sensitive to slaking and wet stirring, and the latter plays a dominant role in breakdown during rain after aggregates are weakened by water. The MWD of HU and P is similar during the stability test of wet stirring (0.8 ± 0.1 mm) and can explain why they share the same global distribution pattern following rainfall. This is further confirmed by using the fragment size distribution to measure the MWD after rainfall (**Figure III-10**). Considering the lack of temporal variation, a total average MWD is calculated from all rainfall durations. Calculated values correspond to those obtained from stability tests. HU and P have a similar MWD while HY remain stable even after 30 minutes of rain, showing remarkable structural stability.

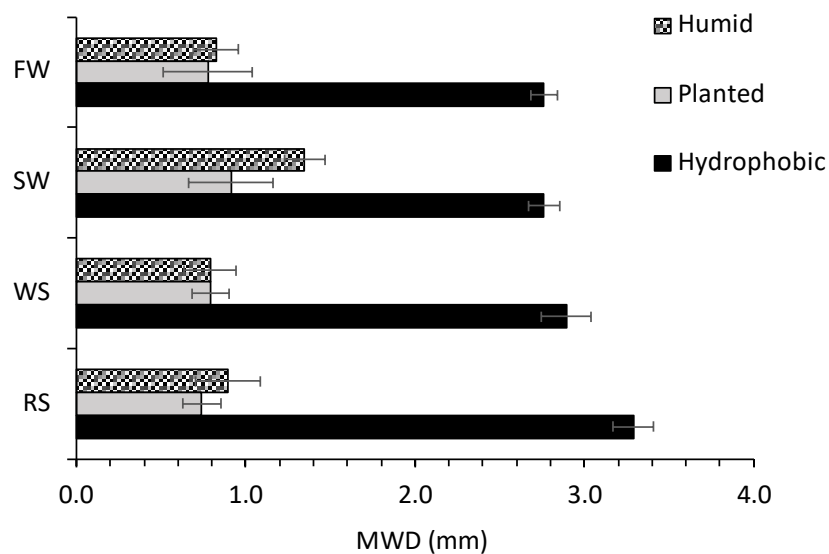


Figure III-10 : humid, planted, and hydrophobic aggregates mean weight diameter (MWD) following three stability treatments (FW- fast wetting, SW- slow wetting, WS- wet stirring), and rain simulation (RS).

III.7. Conclusion

Two different construction methods are used to accelerate the aggregation process in constructed Technosols. The rotational movement of the pelletizing disc used allows uniform mixing of waste materials and produces significantly more 1-5 aggregates forming a better seedbed and allowing better germination. This study validates the aggregation potential of the construction method and of the waste materials as well as the potential of the latter for vegetation support. This data can be used for a more extensive pilot-scale study where produced aggregates will most likely be superior to 5 mm in diameter. This can be beneficial regarding surface erosion considering how > 5 mm aggregates display better surface resistance to watering. Nonetheless, surface aggregates remain intact regardless of their size when vegetation cover is present. Vegetation also affects aggregation by encouraging the formation of > 5 mm aggregates from pelletized method, further confirming the necessity of vegetation in the early stages of constructed soils. Humidity allows aggregates to better resist breakdown by slow wetting, and aggregates that underwent the hydrophobic treatment have excellent structural stability and underline the importance of hydrophobic components in organic matter. Hydrophobic aggregates will most likely not act as an adequate seedbed because they cannot retain humidity. However, they can partially cover constructed soil while waiting for vegetation growth.

III.8. Points à retenir

Ces travaux ont permis d'évaluer la méthode de construction choisie du disque bouletteur à travers une comparaison avec une méthode manuelle. **Le disque bouletteur produit principalement des agrégats entre 1 et 5 mm, qui correspond à la taille d'agrégat de surface idéale pour favoriser la germination des graines.** La méthode manuelle a laissé plus de 20% du mélange sans agrégation, validant l'efficacité du disque bouletteur.

Les mélanges ont ensuite été semés avec des graines de Ray-grass pour étudier l'influence de la végétation sur l'agrégation. **La croissance de la végétation a principalement influencé la formation d'agrégats de plus de 5 mm de diamètre et a protégé les agrégats de surface de l'érosion hydrique au cours de l'expérience de trois mois.** Le système racinaire du Ray-grass n'a pas pu se développer et s'étendre complètement dans le pot, probablement en raison de la coupe de Ray-grass très courte (1 cm). La faible densité racinaire n'a pas permis aux agrégats de gagner en stabilité après trois mois.

Chapitre IV

La production et la stabilité des agrégats à l'échelle du site pilote

Chapitre IV. La production et la stabilité des agrégats à l'échelle du site pilote

Ce chapitre est la version finalisée d'un article dont la soumission est prévue dans le journal *Geoderma* dont le titre est : ***Field-scale Technosol construction from waste materials : influence of clay and organic matter content on aggregate structural stability***. Cette étude vise à identifier les proportions optimales des argiles à incorporer dans la construction du sol et le rapport argiles-matière organique approprié. De plus, elle examine la faisabilité de la fabrication d'agrégats de sol à l'échelle du site pilote.

IV.1. Résumé

La construction de sols à partir de déchets est cruciale pour encourager un changement de paradigme d'une économie linéaire, où les terres arables naturelles sont importées et les déchets sont exportés et mis en décharge, vers une économie circulaire en donnant une seconde vie à ces déchets biologiquement viables et en protégeant la couche arable naturelle de la dégradation.

Des déchets minéraux (boue thermique, terres excavées) et organiques (compost mature) sont mélangés dans des proportions variables et placés dans des parcelles de 9 m² pour étudier l'influence des argiles et de la matière organique sur la croissance de la végétation et la stabilité des agrégats dans le temps. Cette dernière est mesurée au début de l'expérience et sept mois plus tard en évaluant la distribution granulométrique et calculant le diamètre moyen pondéré suite aux tests de stabilité (humectation rapide, humectation lente, désagrégation mécanique) et une simulation de pluie.

Les résultats montrent que, si l'influence de la boue thermique (TM) sur la croissance de la végétation n'est pas concluante, cette dernière est principalement corrélée avec la composition du sol construit en compost. Les valeurs initiales des tests de stabilité sont similaires et faibles pour toutes les parcelles, mais après sept mois sur le site pilote, une amélioration globale de la stabilité structurale est observée. Lorsque le compost est incorporé en quantité suffisante, TM aide à stabiliser les microagrégats (< 250 µm). La simulation de pluie souligne l'importance de trouver un équilibre lors de l'incorporation de matériaux riches en argiles dans la construction du sol. L'ajout de 5 % TM produit des agrégats plus résistants à la pluie que les agrégats créés avec 0 % TM. Cependant, ajouter trop de TM diminue la stabilité en encourageant la production de fractions fines pendant la simulation de pluie et diminuant le diamètre moyen pondéré (MWD).

Ainsi, il est possible de sélectionner des déchets appropriés et les mélanger dans des proportions adéquates pour favoriser la production et la stabilité des agrégats à l'échelle du site pilote. L'incorporation de matériaux riches en argiles doit se faire modérément avec une présence suffisante de compost pour assurer la stabilité des agrégats dans le temps.

IV.2. Abstract

Constructing soils using wastes is crucial to encourage the paradigm shift from a linear economy, where natural topsoils are imported and waste are exported and landfilled, to a circular economy by giving a second life to these biologically viable wastes and protecting natural topsoil from further degradation. This study aims to identify the optimal proportions of clay content incorporation in soil construction and the suitable clay-organic matter ratio. In addition, it examines the feasibility of soil aggregates' manufacturing at a field scale.

Mineral (thermal mud, excavated earth) and organic (mature compost) wastes are mixed in various proportions and placed in 9 m² plot parcels to study the influence of clay and organic matter on vegetation growth and aggregate stability with time. The latter is measured at the beginning of the experiment and seven months later by obtaining the particle size distribution and calculating the mean weight diameter following stability tests (fast wetting, slow wetting, wet stirring) and a rainfall simulation.

Results show that, while the influence of thermal mud (TM) on vegetation growth is inconclusive, the latter is mainly correlated with the constructed soil' composition in compost. Initial stability tests values are similar and low for all parcels, but after seven months on field, an overall improvement of structural stability is observed. When compost is incorporated in sufficient amounts, TM helps stabilize microaggregates (< 250 µm). The rain simulation underlines the importance of striking a balance when incorporating clay-rich material in soil construction. Adding 5 % TM produces aggregates that are more resistant to rainfall than aggregates created with 0 % TM. However, adding too much decreases stability by producing more finer fractions during rainfall and decreases the mean weight diameter (MWD).

Hence, it is possible to establish the appropriate waste materials and their proportions to encourage aggregates' production and stability at the field scale. Clay-rich material incorporation needs to be done moderately with sufficient compost presence to ensure aggregate stability with time.

Keywords: clay material, constructed soils, waste materials, organic matter, aggregates stability.

Highlights:

- Vegetation growth on constructed Technosols is strongly influenced by compost percentage.
- Aggregate stability is improved after seven months on the field.
- Clays stabilize microaggregates (< 250 µm) when adequate amount of compost is added.

IV.3. Introduction

Green infrastructures have become a prominent subject of discussion in urban planning, guidelines, and research over the last few decades. As more and more cities struggle with unsustainable urbanization, green infrastructures provide a substantial network of physical characteristics that supply economic, ecological, and social benefits to communities through nature-friendly solutions (Parker and Baro, 2019). They enrich biodiversity and habitat opportunities, enhance air and water quality, and even act as nutrition sources (Ashley and Evans, 2011; Cameron *et al.*, 2012; Jayasooriya *et al.*, 2017; Parker and Simpson, 2018; Pugh *et al.*, 2012; Ramstein, 2011). In addition, on a health and wellbeing level, studies have demonstrated how green infrastructures can improve mental and physical health, reduce stress, and improve cognitive recovery and productivity (Burley, 2018; Cameron *et al.*, 2012; Mekala *et al.*, 2015; Mell, 2017; Parker and Simpson, 2018; Ramstein, 2011; Suppakittpaisarn *et al.*, 2017; Tzoulas *et al.*, 2007).

One of the main key components of green infrastructure is soil. It acts as for water regulation, biomass production and is an overall biological habitat for a large variety of organisms (Blum, 1995; Brady and Weil, 2017). Soils' functions are deteriorated by urbanization (Marcotullio *et*

al., 2008), but can be amended by importing topsoil from rural areas for urban use (Rokia *et al.*, 2014). This solution is challenging for economic and environmental reasons. Topsoil transport is costly, and because of the slow natural soil production rate (2-10 mm per century), it is not a renewable resource (Heimsath *et al.*, 1997; Walsh *et al.*, 2019, 2018). Other solutions include the addition of chemical or organic amendments such as composts, industrial by-products, or phosphate-bearing fertilizers to improve soil characteristics (Basta *et al.*, 2016; Gómez-Sagasti *et al.*, 2018; Kumar *et al.*, 1985; Larney and Angers, 2012; McGeehan, 2012; Ruby *et al.*, 1994). Using native plants has also shown to positively influence natural soils by improving biodiversity and providing organic matter and nutrients (Fletcher and Koford, 2002; Isaacs *et al.*, 2009; Richardson *et al.*, 2007; Ries *et al.*, 2001), and research may be done on their impact on anthropogenically impacted soils (Suding *et al.*, 2004).

These findings are also effective in soil construction processes from waste materials. Mixtures of organic and mineral wastes can fulfill specific functions and benefits, such as replacing topsoil in green infrastructures (Damas and Coulon, 2016; Deeb *et al.*, 2020; Rokia *et al.*, 2014; Yilmaz *et al.*, 2018). Soil construction from wastes also allows recycling materials like deconstruction and excavation rubble or green wastes that would otherwise be exported outside of cities and landfilled (Marshall and Farahbakhsh, 2013; Walsh *et al.*, 2019; Yuan and Shen, 2011). Some studies investigated the functional requirements of constructed soils in green infrastructures: low contamination rates regarding health risks and land use (Egendorf *et al.*, 2018), adjusted chemical fertility (Rokia *et al.*, 2014), sufficient depth and permeability for plant support (Liu *et al.*, 2014), and high structural stability (Deeb *et al.*, 2017; El Farricha *et al.*, submitted).

Nonetheless, similarly to the previous approaches, the soil construction process is not free of constraints. A primary constraint is social rejection. Indeed, the public is less receptive to using wastes as a possible solution to develop green spaces. However, the circular economy will certainly drive the adoption of guidelines and facilitate waste recycling over time (Deeb *et al.*, 2020). Other constraints concern the great variability of the physico-chemical properties of the waste, making it difficult to obtain a global balance. For example, (i) mature compost is very beneficial in soil construction but can also cause toxicity in plant growth or heavy metals accumulation, and (ii) bricks are favorable for plant growth but lack aggregation potential compared with certain excavated materials (Damas and Coulon, 2016; Deeb *et al.*, 2020; Fourvel *et al.*, 2019; Rokia *et al.*, 2014; Vidal Beaudet *et al.*, 2016). Time is also a limitation: waste mixtures require time to aggregate and develop a stable structure, making them more prone to erosion and organic matter loss during their early formation stages (Deeb *et al.*, 2017).

Because soil aggregates and structure development play such crucial roles in the early phases of formation, it could be interesting to create and increase aggregate formation processes from waste mixtures. The formation and stability of aggregates are affected by factors such as moisture, clay content, mineralogy, and quantity and quality of organic matter (Ramesh *et al.*, 2019; El Farricha *et al.*, submitted). The aim of this study is then (i) to propose a method of *ab initio* manufacture of aggregates from waste; (ii) to evaluate the benefit of using this technique rather than a traditional constructed soil, and (iii) to evaluate the optimal proportion of clays/compost in order to have the most suitable aggregates for vegetation and resistance to rainfall. This study is done at a parcel scale using a soil engineering construction method to mix waste materials in a way that encourages aggregation through rotational movement and sown for vegetation growing.

IV.4. Materials and methods

IV.4.1. Parental materials employed

Selected parental materials are: (i) an excavated earth (TEX) supplied by SUEZ and used as the base material for its silty texture that allows better water and nutrients retention; (ii) a thermal mud (TM) is used as a clay material rich in smectites and was collected from a thermal resort after therapeutic purposes usage. It is the same material used by El Farricha *et al.*, (submitted) ; (iii) a mature compost provided from the composting plant at the Drambon site (France).

IV.4.2. Preparation and construction process

The pilot-scale operation is divided into several phases including preparation of the parental materials (drying, pulverizing, sieving) and the mixtures (homogenization, storing in big bags). The mixtures are then pelletized and used to fill their respective plots.

The preparation of the parental materials is divided into different sets of actions taking place at the French Geological Survey in Orléans (BRGM) and the SUEZ's platform "AXELERA" at Drambon (France). The thermal mud (TM) is first air-dried under sunny conditions at the AXELERA platform (**Figure IV-1.a**). Once dried, manual screening is performed to remove unwanted components (e.g., paper, plastic and rocks). Therefore, stored in big bags and sent to the BRGM for pulverization using a gyratory crusher (outlet opening of 1 mm) since TM is highly compact and challenging use after drying due to its high amount of clays (**Figure IV-1.b**). Four tonnes of dried TM are prepared for the pilot operation to be incorporated into different mixtures dedicated to different plots. The excavated earth and mature compost are prepared differently compared to TM *i.e.*, sieved at 14 mm by a mobile screening unit (Powerscreen Warrior 1400 mobile screen) to avoid the presence of components that are too coarse during mixing and pelletizing.

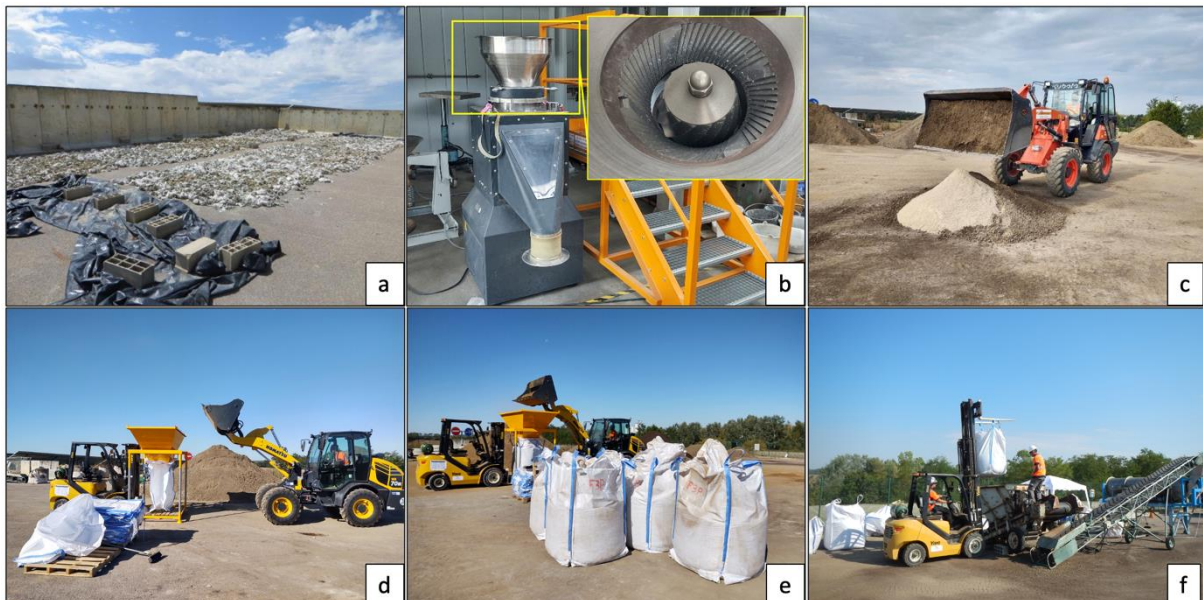


Figure IV-1 : waste materials' preparation process. a- air-drying; b- pulverization using a gyratory crusher; c- homogenizing by loader machine; d-e- storing in big bags; f- emptying in the pelletizing cylinder.

After preparation, the parental materials are mixed in selected proportions to fill the first 40 centimeters of each plot at the AXELERA platform (**Table IV-1**).

Table IV-1 : parcels' waste material composition in mass percentages.

Parcel	Composition (%)		
	Excavated earth	Mature compost	Thermal mud
P4	90	10	
P5	80	20	0
P6	70	30	
P7	85	10	
P8	75	20	5
P9	65	30	
P10	80	10	
P11	70	20	10
P12	60	30	

They are homogenized using a loader (**Figure IV-1.c**) and stored in big bags to protect them from atmospheric conditions (**Figures IV-1.d-e**). Pelletizing is carried only for mixtures containing TM in their composition (parcel plots P7 to P12, see after § Parcel set-up) to ensure the uniform blending of all three waste materials (**Figure IV-1.f**). The pilot installation is equipped with a: (i) feed hopper ($V = 3 \text{ m}^3$) for a continuous and controlled convey of mixtures; (ii) belt conveyor for the transfer of mixtures from the hopper to the granulator (pelletizing cylinder); (iii) granulator (or pelletizing cylinder); (iv) 32 A electrical box; (v) a tank with a capacity of 1 m³ filled from a runoff water collected basin; (vi) centrifugal water pump controlled manually by a volume flow meter and a frequency converter.

The pelletizing cylinder is a pilot-sized drum granulator modified for this study using a steel structure supporting a steel shell (88 cm in diameter and 3.5 m long) with a rotation ensured by a pulley motor drive. This equipment is modified by the addition of a spray boom crossing the shell (fitted with full-cone jet nozzles), a scraping ramp, and a feed chute at the entrance of the cylinder to continuously discharge mixtures provided by the feed hopper and conveyor belt (**Figure IV-2**). The mixtures are first emptied from their big bags into the feed hopper using a pallet loader. The feed hopper and belt conveyor continuously feed the mixtures to the granulator with a mean flow rate of 2.5 tonnes per hour. Every 15 min, the pilot installation is shut down for approximately 5 min to change the big bag at the outlet of the granulator. The pilot installation's calculated "net" production flow is between 1.4 and 2.2 tonnes per hour, and the water's flow rate is between 2.5 and 3 liters per minute.

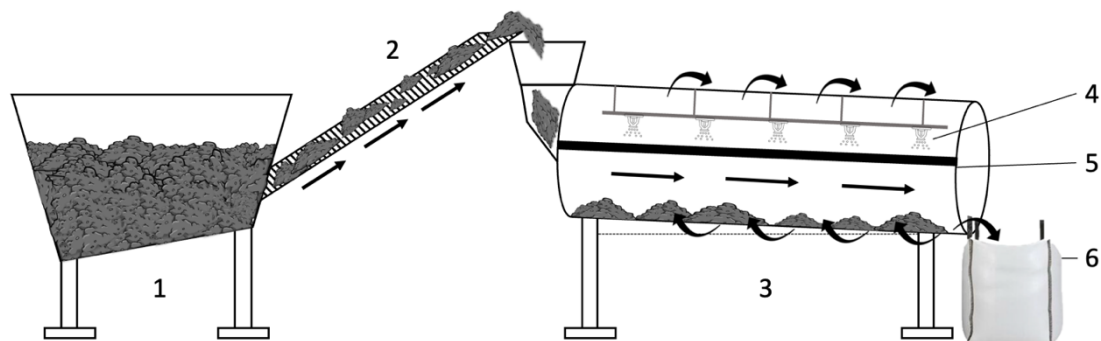


Figure IV-2 : pilot installation to pelletize mixtures. 1- feed hopper; 2- belt conveyor for mixture transfer; 3- pelletizing cylinder; 4- spray boom crossing the cylinder; 5- a scraping ramp; 6- big bag at the exit of the cylinder to collect pelletized mixtures.

IV.4.3. Platform parcel set-up

Dug plots are 3 by 3 m² and around 1 meter deep. Each plot contains two soil horizons: deep soil (2/3) and surface soil (1/3). Note that this study focuses on the surface constructed soil. Excavated plots are filled using a forklift and hydraulic shovels to move the big bags containing the pelletized mixtures and spread the materials in each plot. The filling and spreading of mixed and non-pelletized materials from plots P4 to P6 are carried out as they are put into big bags. The mixed and pelletized materials from plots P7 to P12 are placed on the last production day (**Figure IV-3**). Once the plots are filled, a mixture of grass seeds is spread on the soil surface (150 kg/ha) and rolled over with a lawn roller filled with water to ensure soil-seed contact. The soil-seed mixture contains 20 % *Dactylis glomerata*, 25 % *Festuca arundinacea*, 10 % *Poa Pratensis*, 33 % *Lolium perenne*, 7 % *Onobrychis*, and 5 % *Trifolium repens*.

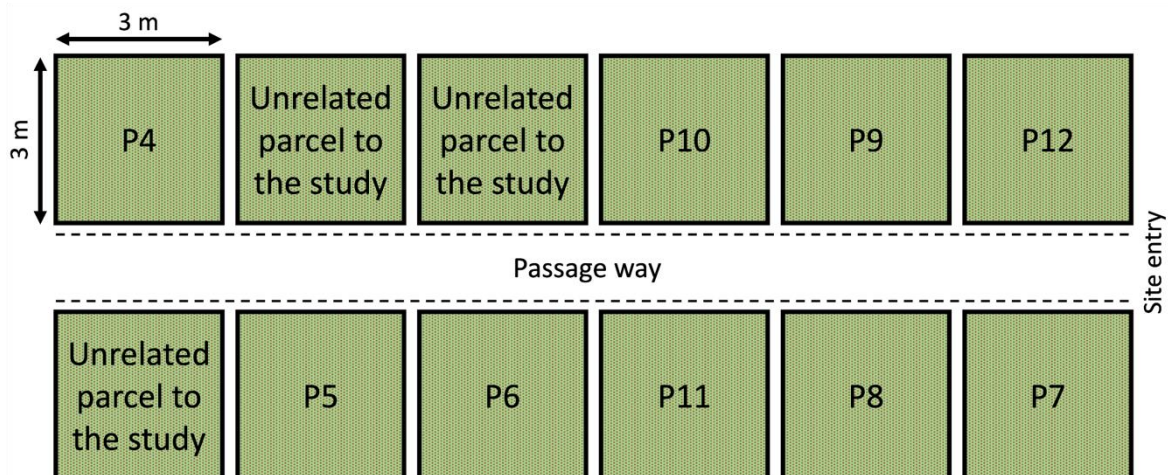
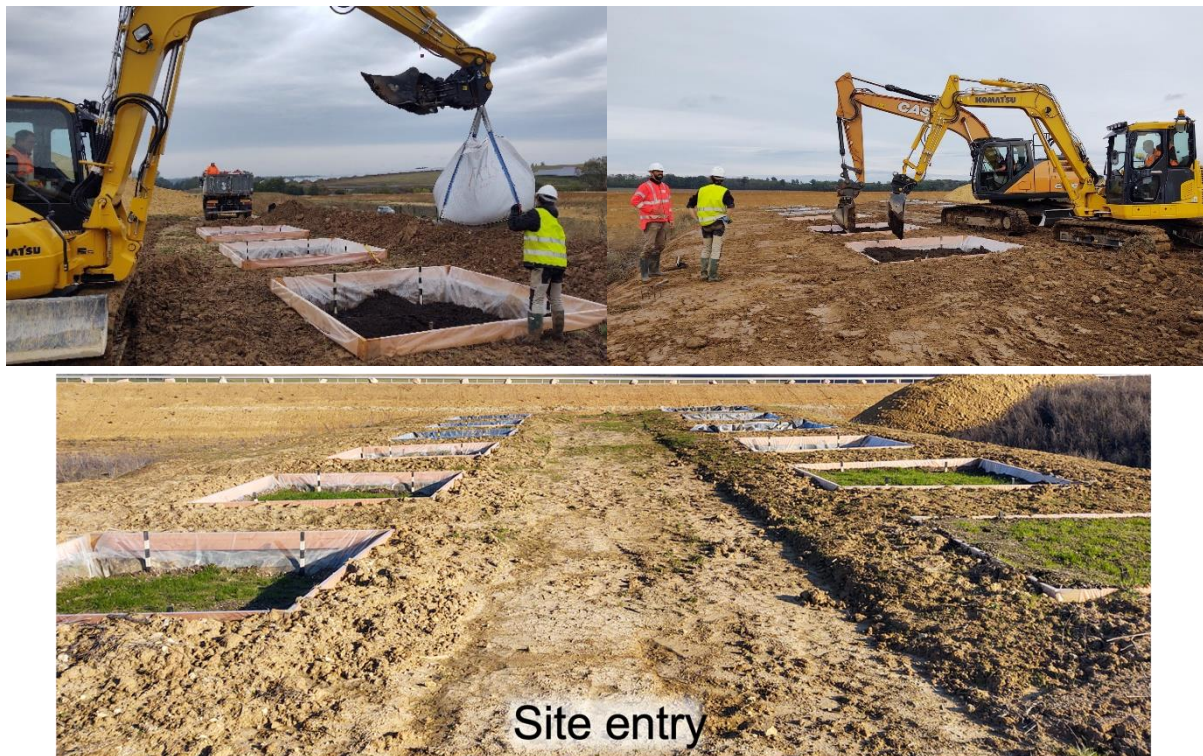


Figure IV-3 : filling of plots using hydraulic shovels and their disposition.

IV.4.4. Sampling

Aggregate sampling (1- 5 mm) is carried a first time immediately after pelletized and non-pelletized waste mixing, before they are put in plots, to measure their structural stability. Seven months after implementing the study site, vegetation and soil are sampled from three representative squares (10x10 cm²) per plot, to observe the first 5 to 10 cm. A representative sample of 1-5 mm surface aggregates is taken for stability tests and rain simulation and prepared as soon as possible to avoid changes affecting their stability. Munsell Soil Color Charts are used to establish color variation. Collected vegetation is dried and measured for biomass production. Weather data for monitoring field conditions are collected from the weather station of Dijon-Longvic located at 22 kilometers from Drambon (France) (**Table IV-2**).

Table IV-2 : weather data for monitoring field conditions collected from the weather station of Dijon-Longvic.

Month	Temperature			Precipitation	Potential evapotranspiration (mm)	Wind (Km/h)	
	Max.	Min. (°C)	Mean				
2020	Oct	8.0	14.6	11.3	142.2	34.9	13.7
	Nov	3.0	11.6	7.3	17.6	10.7	8.3
	Dec	1.9	7.3	4.6	87.1	8.3	11.5
2021	Jan	0.3	5.4	2.9	62.7	11.6	13.7
	Feb	1.3	10.5	5.9	28.6	25.7	12.6
	Mar	1.4	12.7	7.1	26.0	58.0	12.2
	Apr	3.0	15.5	9.3	20.9	101.8	14.8
	May	7.0	17.3	12.1	105.2	105.9	12.6

IV.4.5. Parcels' soils and parent materials characterization

The particle size distribution analysis is carried following standard NF P 94-056 using a series of normalized sieves. For particles smaller than 80 µm, the sedimentation method is applied according to Stokes' law (standard NF P 94-057). The dry matter content is the percentage relative to the sample's weight obtained by heating the sample at 105°C until a constant mass is obtained (standard NF EN 15934). The water content is the weight ratio of water and soil's solid particles and is determined according to NF P 94-050. Analyzing organic and total carbon after dry combustion is carried following standard ISO 10694. The water content is defined by drying at 105°C according to the standard NF P 94-050. Values of pH are obtained by mixing with water at 22 ± 3.0° C (ratio 1/5; NF EN 13037).

IV.4.6. Structural stability

IV.4.6.1. Stability tests

Aggregates of 1-5 mm are subjected to stability tests following the method proposed by Le Bissonnais (1996) immediately after construction, and seven months later. Samples are spread out in flat trays at room temperature (20 ° C) and well-ventilated atmosphere for air-drying in labs. Excessively sized samples are fractionated by hand to pass through a 5 mm sieve, and 1-5 mm aggregates are retained for stability tests. After preparation, three structural stability tests (Le Bissonnais, 1996) are carried separately on 10 g of 1-5 mm aggregates to promote different breakdown mechanisms in triplicates: (i) fast wetting by immersion to prompt

slaking in dry materials (e.g., irrigation by submersion, heavy rainstorms); (ii) Less destructive in comparison with fast wetting is the second treatment of slow wetting used to examine the behavior of dry materials subjected to moderate rainfall (used to differentiate unstable soils); (iii) Wet stirring is carried to promote mechanical breakdown and analyze the cohesion of already wet aggregates and emulate the physical impact of raindrops (prior immersion in ethyl alcohol, a low-polarity solution, to avoid slaking). After every test, aggregates are dried (40°C for 48h) and sieved through a column (2000, 1000, 500, 200, 100, 50 µm) to obtain each fraction's mass. The mean weight diameter (MWD) is calculated as follows (**Equation IV-1**):

$$MWD = \frac{\sum(d \times w)}{100} \quad \text{Equation 1}$$

Where d is the average diameter between two sieves, and w the weighted percentage of particles retained on the sieve.

IV.4.6.2. Rain simulation

Stability tests distinguish the different breakdown mechanisms, whereas the rain simulation sheds light on aggregates' behavior in breakdown conditions, like in pilot site natural condition, to see their behavior during erosion by rainfall. The rainfall simulation is carried using an oscillating rainfall simulator equipped with Veejet spray nozzles (H/U 65/150) adapted from Legout *et al.*, (2005). The oscillation is set to 18 sweeps per minute to produce small raindrops (mean weight diameter of 1.4 ± 0.1 mm) at a rain intensity of 31.9 ± 1.9 mm.h⁻¹, and kinetic energy of $3.6 (\pm 0.2)$ J.m⁻².min⁻¹. Aggregates of 1-5 mm diameter are placed in experimental cylinder devices under the rainfall simulator and are composed of two compartments disconnected from each other by a filter (pore size = 11 µm) and a metal grid to support the weight of 1-5 mm aggregates (up to 10 g) and the raindrops' impact. The upper compartment size is 190 mm in diameter versus 200 mm in height, with an inner ring (50 mm) placed in its middle containing the aggregates (1-5 mm). The bottom compartment size is 190 mm in diameter versus 70 mm in height and collects the filtered rainwater to determine the produced fragment mass below 11 µm. Sampling is carried after 1, 2, 6, 15, and 30 minutes of rainfall. Aggregates are then retrieved and sieved through 2000, 1000, and 500 µm using ethanol (to avoid operator-caused breakdown). The retained fractions are dried at 40 °C for mass measurements, and fractions under 500 µm are analyzed in a laser particle size analyzer (MasterSizer 2000, Malvern instruments). In addition, rainwater filtered in the bottom compartment is dried at 40 °C to obtain the below 11 µm fraction mass. The mean weight diameter (MWD) is calculated similarly to the stability tests.

IV.4.7. Statistical analysis

Measures are carried out in triplicate (see before) for stability tests and rain simulation to calculate the mean values and standard deviations. For further statistical analysis, a one-way Analysis of Variance (ANOVA) followed by a post-hoc Tukey (HSD) test are done to determine if there is a significant variance between values. Statistical classes are represented by letters, and plots with statistically similar values share the same class letter (e.g., a=ab or ab=bc).

IV.5. Results

IV.5.1. Physical and chemical properties of parent materials and parcels

The results are reported in the **Table IV-3**. For the inorganic parent materials, TEX has a silty sand texture, and TM is a heavy clay. The constructed mixtures of P4-12 have the same texture, silty sand, with an average particle size distribution of 62.5 % sand, 33.9 % silt, and 3.6 % clay. The percentages in total carbon and ignition loss are ruled mainly by the presence of compost, and no significant difference is observed regarding dry matter content and pH values (**Table IV-3**).

Table IV-3 : physical and chemical properties of constructed mixtures for each parcel.

		Parent materials		Parcels								
		TM	TEX	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12
Particle size distribution (%)	Sand	7.2	65.1	62.0	61.0	63.0	57.4	72.2	68.7	57.4	59.1	61.7
	Silt	1.5	31.1	34.2	35.2	33.7	37.9	25.1	28.4	38.4	37.0	34.9
	Clay	91.3	3.7	3.8	3.7	3.2	4.7	2.7	2.9	4.2	3.8	3.4
Dry matter content (%)				98.4	97.8	96.8	98.3	97.7	96.7	97.2	97.2	96.6
Water content (%)				1.7	2.2	3.3	1.7	2.4	3.4	2.9	2.9	3.5
Organic carbon (%)			---	4.0	2.2	7.8	3.6	5.5	8.8	5.0	6.4	7.0
Total carbon (%)				6.6	8.6	10.6	6.6	8.9	12.2	8.4	9.1	9.6
Ignition loss (%)				18.3	21.8	26.6	18.1	23.9	30.8	23.3	24.2	25.4
pH				8.6	8.5	8.4	8.7	8.7	8.6	8.7	8.6	8.6

IV.5.2. Parcels' pedological description and biomass production

Whatever the parcels, a root system is observed in the first 5 to 10 cm (**Figure IV-4**). Among the non-pelletized parcels with no clay material (*i.e.*, P4, P5, and P6), P5 and P6 contain a denser root system compared to P4 due to the various content in compost (20 %, 30 % and 10 % respectively). The percentages of compost also induce different colors for the three parcels. P4 is a very dark grayish brown (10YR 3/2 Munsell code), P5 a very dark gray color (10 YR 3/1), and P6 is black (10 YR 2/1). Thus, the more compost there is in a parcel, the darker its color is. The three parcels with no clay material have a granular soil structure with rounded to sub-angular aggregates. The same color transition is observed with pelletized parcels P7, P8, and P9. These parcels contain the same percentage of clay material (5 %) and various amount of compost (10 %, 20 %, and 30 %, respectively). The higher percentage of compost in P9 also encourages a denser root system. P7, P8 and P9 have a granular to blocky structure with rounded to subangular aggregates. P11 is lighter in color than P5 (no clay) and P8 (5 % clay), which also contain 20 % of compost. This is likely due to its higher percentage in TM (10 %), giving a very dark grayish brown (10YR 3/2). P12 also contains 10 % of TM but an increasing amount of compost (30 %) and is black (10 YR 2/1). P11 and P12 have a blocky structure with angular to subangular aggregates. In all the parcels, coarse components are also strongly presents, originating from the parental materials (*e.g.*, gravel from loamy earth and branches from the compost).



Figure IV-4 : plots' sampled first 5 to 10 cm of soil.

The observed root system density correlates with the collected biomass (**Figure IV-5**). Parcel 12 produced the highest dried biomass average (8.3 ± 1.8 t/ha) with no statistical difference with P5 (8 ± 1.2 t/ha), P6 (7.3 ± 2.3 t/ha), P9 (6 ± 1.6 t/ha), and P10 (6 ± 0.9 t/ha). P9 and P10 also share the same statistical class as P8 (4.5 ± 0.9 t/ha) and P11 (3.8 ± 2.7 t/ha) but are strictly different from P4 (3.3 ± 1.2 t/ha) and P7 (3.2 ± 0.7 t/ha). Biomass production is higher in parcels with 30 % compost regardless of the percentage of TM (P6, P9, P12). With 20 % compost, P5 (0 % TM) produces significantly higher biomass than parcels with clay material: P8 (5 % TM) and P11 (10 % TM). As expected, parcels 4 (0 % TM) and 7 (5 % TM) with the least compost (10 %) produced the lowest biomass. However, P10 (10 % compost, 10 % TM) produced statistically similar biomass to parcels with 30 % compost.

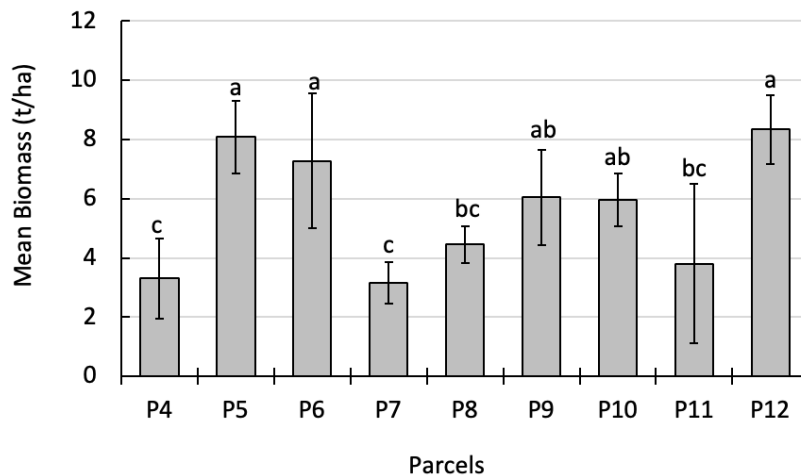


Figure IV-5 : collected biomass after seven months of growth for each parcel. a, b and c refer to statistical data.

IV.5.3. Aggregates' structural stability following stability tests

Following the three treatments of stability tests, the mean weight diameter (MWD) is calculated when the parcels are first put in place (**Figure IV-6.A**) and seven months later (**Figure IV-6.B**). All parcels' aggregates display similar stability in the beginning. The obtained MWD is below 0.4 mm for the three treatments, classifying the aggregates as very unstable (**Figure IV-6.A**).

However, after 7 months on the field, there is an overall increase of stability. The first treatment, fast wetting (FW), promotes the breakdown mechanism of slaking, and is the most destructive out of the three tests. Following FW, the calculated MWD is statistically similar for all parcels. The MWD increases of 0.2 (± 0.06 mm) compared to the initial MWD standard, the stability class shifts from very unstable (MWD < 0.4 mm) to unstable (0.4 mm < MWD < 0.8 mm).

Slow wetting (SW) is the least destructive test and distinguishes fragile aggregates. Considering SW targets the breakdown mechanism of clay micro cracking, a certain fragility is expected from aggregates with higher clay percentages. Hence, non-pelletized parcels without TM in their composition (P4, P5 and P6) have higher MWDs, independent of their different compost percentages. After 7 months on the field, the MWD increases of 0.68 mm around 1 mm, classifying them as mildly stable. Parcels 7, 8, and 9 have the same percentage of TM (5 %) but vary in their compost composition (10 %, 20 %, 30 %), and only P8 and P9 share the same stability as the previous parcels with no TM. Respectively, the MWD is of 0.85 (± 0.06 mm) and 1.01 (± 0.2 mm), categorizing them as mildly stable. In contrast, P7 has a significantly lower MWD (0.53 \pm 0.2 mm), making its aggregates unstable. This same fragility is observed for parcels containing 10 % TM apart from P12. P10 (10 % C) and P11 (20 % C) show a MWD of 0.7 \pm 0.1 mm and 0.64 \pm 0.07 mm respectively and are categorized as unstable as P7. In comparison, P12 (30 % C) is mildly stable, alike parcels with 0 %TM and parcels with 5 %TM and > 20 % of compost in their composition. The MWD presents no statistical difference (0.83 \pm 0.2 mm). Overall, the addition of clay material TM seems to decrease the aggregate stability during SW. However, this is counterbalanced when the adequate percentage of compost is included in the construction process.

Similar breakdown tendencies are observed following the final treatment of wet stirring (WS), which promotes mechanical breakdown in the way to differentiate the physical impact of raindrops on aggregate stability. The MWDs of parcels with no TM present little variability regardless of compost percentage (0.75 ± 0.09 , 0.74 ± 0.01 , and 0.75 ± 0.2 for P4, P5, P6, respectively). In comparison, adding 5 % TM in parcels 7, 8, and 9 results in a slight drop in MWD, similar to the slow wetting test. P8 and P9 have a MWD of $0.68 (\pm 0.03 \text{ mm})$ and $0.59 (\pm 0.13 \text{ mm})$, while P7 is significantly lower ($0.53 \pm 0.01 \text{ mm}$). P7 has the same statistical class as P12, and P11 ($0.57 \pm 0.01 \text{ mm}$ and 0.53 ± 0.02 , respectively), whereas P10 the lowest one ($0.37 \pm 0.03 \text{ mm}$). During WS, the impact of TM appears more pronounced, and the addition of compost to counteract TM seems to improve slightly the structural stability. Nonetheless, parcels with no TM have an overall better structural stability (**Figure IV-6**).

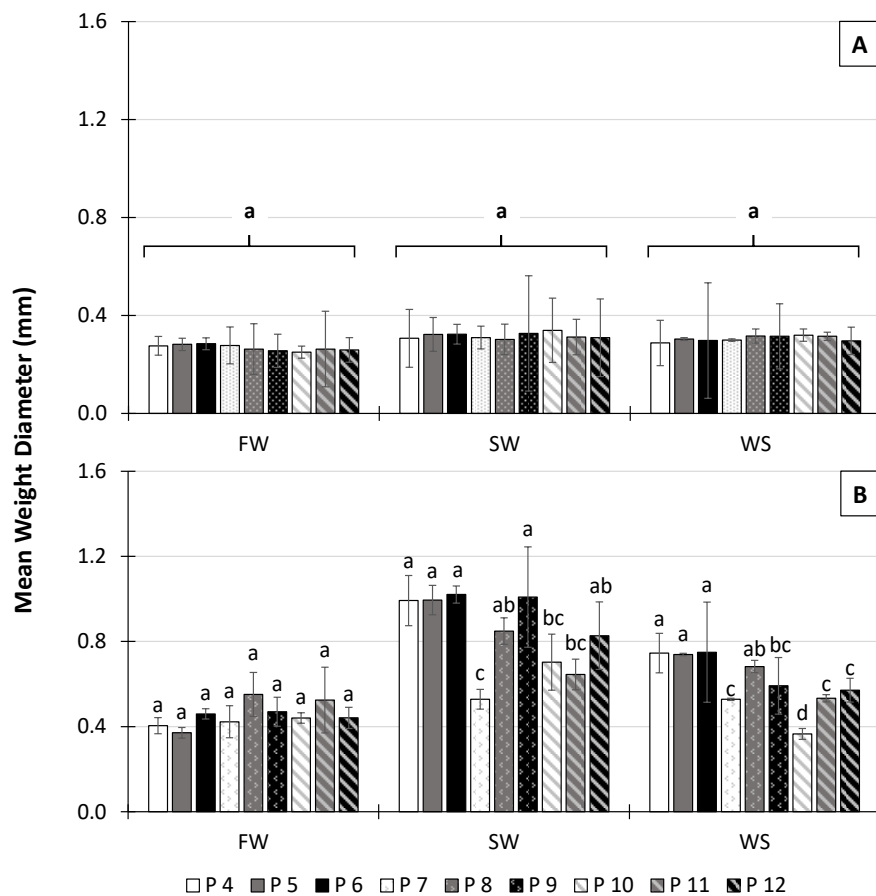


Figure IV-6 : mean values and standard deviation (n=3) of the aggregates' mean weight diameter following stability tests (FW, SW, WS) when first put in place (A), and after seven months on field (B). Statistical comparison is done on each treatment separately.

IV.5.4. Aggregates' structural stability following rain simulation

For the rain simulation, three parcels with the same compost percentage and various TM percentages are chosen to distinguish the impact of clays on aggregate stability. This selection is based on the stability test results, and parcels 6, 9, and 12 are picked due to their highest MWD compared to parcels with similar percentages of TM. A picture time-lapse is taken of 1-5 mm aggregates before (**Figure IV-7. column a**) and after "T" duration of rainfall (**Figure IV-7. column b**). Visually the aggregates from the three parcels seem to behave alike. No noticeable contrast is observed after the different durations of time, except for parcel 12 after

30 minutes when water stagnates. Since P12 is richer in TM (10 %) compared to P6 (0 % TM) and P9 (5 % TM), this is most likely due to the more significant production of finer fractions, following rainfall, which deposit on the filter and obstruct water infiltration.

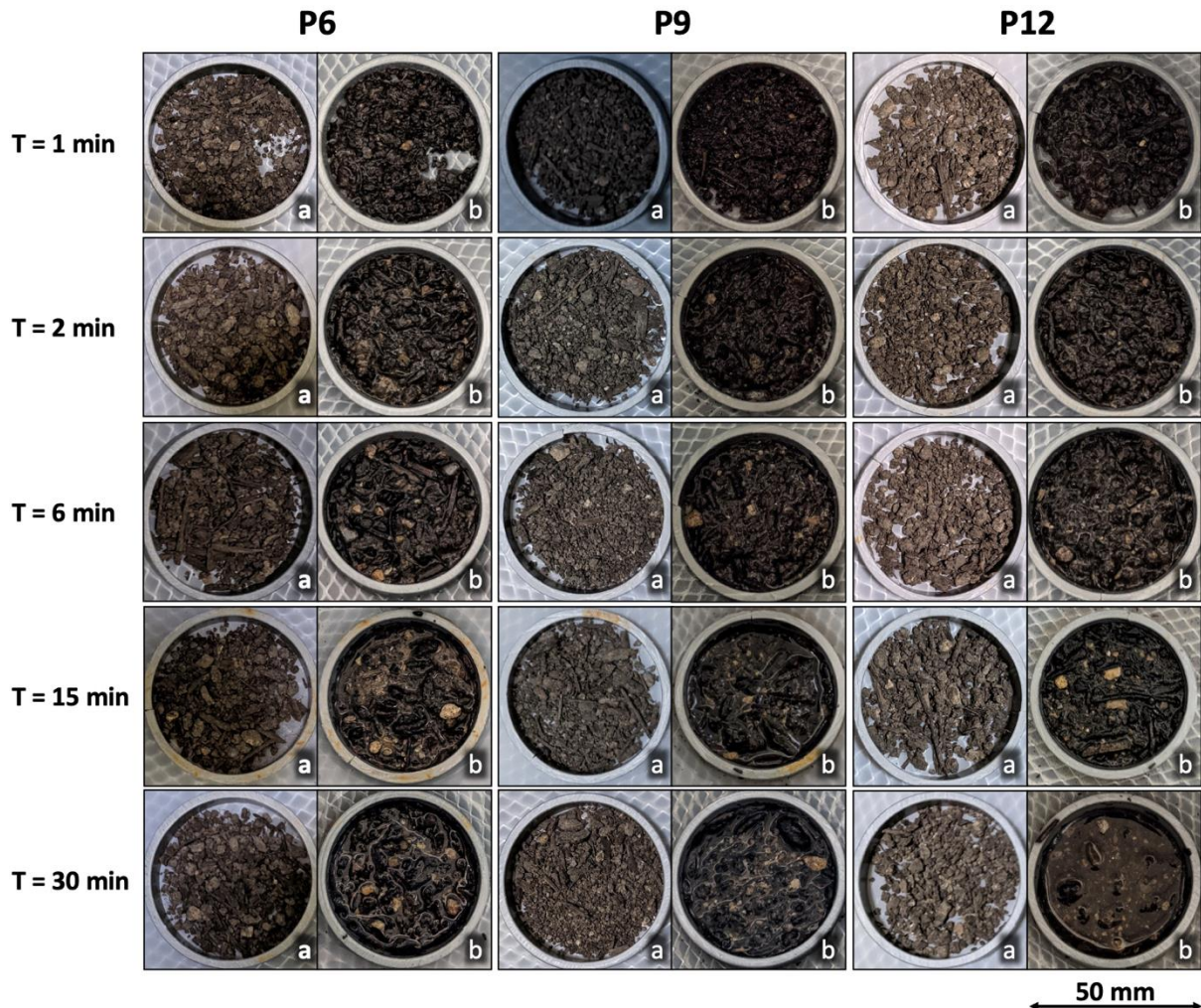


Figure IV-7 : time lapse of aggregates from parcels 6, 9, and 12 before (columns a), and after T-duration of rainfall (columns b).

Following every rainfall duration, the resulting fragment size distribution is obtained for parcels 6, 9, and 12 (**Figure IV-8**). Under rainfall, the $> 2000 \mu\text{m}$ fraction of the parcel 6 (30 % C and 0 % TM) decreases with time: 32.7 (± 3.9 %) after 1 min under the rain, reducing to 26.7 (± 4.7 %) after 2 min, and staying stable until it drops significantly after 30 minutes (20.9 ± 4 %). The fractions between 2000 μm and 200 μm remain stable throughout the experiment since there is no statistically significant disparity between the different rain durations. Like the $> 2000 \mu\text{m}$ fractions, the 200-100 μm and 100-50 μm ones decrease between 1 min (2.3 ± 0.9 %, 0.9 ± 0.5 % respectively) and 30 min (0 %, 0.01 ± 0.02 %, respectively). It seems that there is a mass transfer towards finer fractions below 50 μm (1.5 ± 0.6 % at 1 min and 8.6 ± 9.7 %). However, the standard deviation of this fraction is too important, making the mass difference between time durations insignificant. Parcels 9 and 12 behave differently from P6. They respectively contain 5 % and 10 % of TM with similar percentages of compost (30 %). The fraction above 2000 μm declines from 29.9 (± 7 %) to 26.8 (± 7.6 %) for P9, and from 28 (± 4.5 %) to 18.5 (± 8.8 %) for P12 after 30 minutes of rain. Regardless, because of the

standard deviation, this decrease is not noteworthy. The same is observed for fractions between 2000 and 50 μm , and there is no substantial disparity between the rain duration. In contrast, the fraction below 50 μm significantly increased after 30 minutes for P9 (from $1.7 \pm 0.2 \%$ at 15 min to $3.7 \pm 0.6 \%$ at 30 min), while it increased after 15 minutes for P12 (from $0.6 \pm 0.34 \%$ at 6 min to $3 \pm 1.4 \%$ at 15 min, and $4.6 \pm 1.2 \%$ at 30 min).

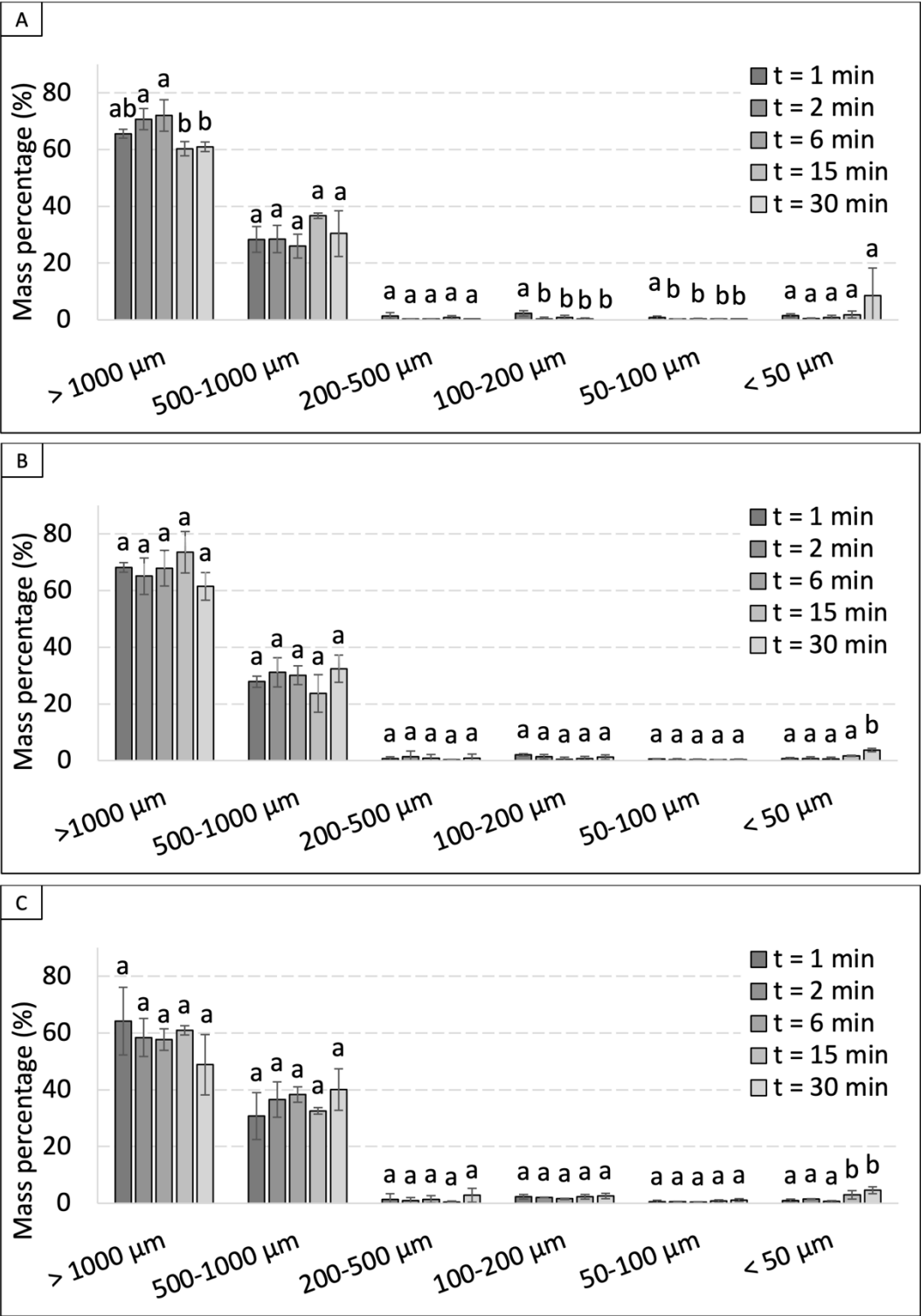


Figure IV-8 : fragment size distribution obtained after each rainfall duration for P6 (A), P9 (B), and P12 (C).

The MWD is calculated for each rain duration using the fragment size distribution (**Figure IV-9**). After one minute of rain, the MWDs of parcels 6, 9, and 12 are similar (1.87 ± 0.07 mm, 1.84 ± 0.13 mm, and 1.76 ± 0.18 mm, respectively). However, P6 has a more significant MWD temporal variation compared with P9 and P12. The value remains statistically similar during the first 6 minutes of rainfall and drops to 1.67 ± 0.06 mm at 15 minutes and 1.59 ± 0.14 mm at 30 minutes. In contrast, P9's MWD displays no significant disparity throughout the experiment, reaching 1.71 ± 0.15 mm at the end of the experiment, while P12's MWD considerably drops after 30 minutes of rain to 1.42 ± 0.26 mm.

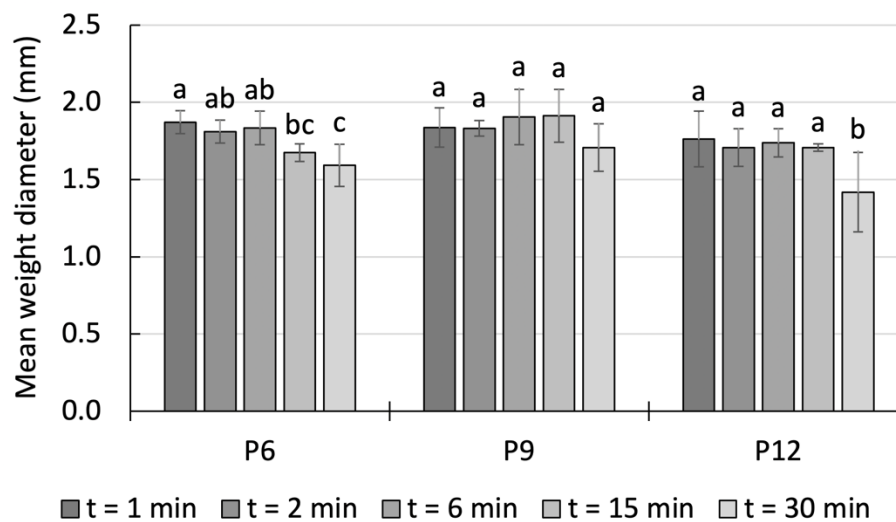


Figure IV-9 : aggregates' mean weight diameter after each duration of rainfall for parcels 6, 9, and 12. Statistical comparison is done on each treatment separately.

IV.6. Discussion

Soil fertility and plant support are necessary requirements for constructed soils in green infrastructures. Compost is widely employed to boost biomass production in agriculture and can be also used in soil construction for the same reasons (Adugna, 2018). The decomposition process of organic components for compost production converts potentially toxic organic matter into a stabilized form that can enhance the constructed soil's structure for plant support (Paulin and O'Malley, 2008) by supplying nutrients, enhancing water holding capacity, and permitting to maintain a better aeration for seed germination and root development (Ching *et al.*, 2011). Soil fertility is also impacted by soil texture, which determines the extent of nutrient retention and availability for plants (Moral and Rebollo, 2017). Soils rich in organic and clay content tend to be better at holding nutrients and water. Some studies fix the index of soil organic matter based on the soil organic carbon (SOC) to clay ratio (SOC/clay ratio) for levels of soil structural quality: ratios of 1:8, 1:10, and 1:13 are the limits between "excellent" (above 1:8), "good" "moderate", and "degraded" (below 1:13) classes of structural condition (de Jonge *et al.*, 2009; Johannes *et al.*, 2017). They also tend to have higher CEC values that allow a less frequent need to add fertilizers in constructed soil and lower leaching potential for cationic nutrients (Moral and Rebollo, 2017). The relationship between the presence of clays and soil fertility is a crucial part of understanding and managing soil fertility for plant support in green infrastructures (Kome *et al.*, 2019).

In this study, parcel 12 contains more clay waste material "TM" (10 %) and compost (30 %). It also produces the most biomass (8.3 ± 1.2 t/ha), but no statistically significant difference is observed between P12 and parcels 6 and 9, which share the same percentage of compost

(30 %) but variant percentages of TM (P6 = 0 %, and P9 = 5 %). In parcels containing 20 % of compost (P5, P8, P11), statistical variance is observed with the addition of TM. Parcel 5 (0 % TM) produced significantly more biomass (8.1 ± 1.2 t/ha) compared with P8 and P11, indicating that the presence of TM might have a negative effect on vegetation growth. In contrast, when 10 % of compost is added (P4, P7, and P10), the parcel with the most TM (P10, 10 %) produced the most biomass (6 ± 0.9 t/ha), whereas P4 (0 % TM) and P7 (5 % TM) produced the lowest biomass out of all parcels. In other studies, clay addition has shown to increase crop production mainly due to the improved water and nutrient retention capacity (Hall *et al.*, 2010; Ismail and Kiyoshi, 2007; May, 2006). On the other hand, clay materials often have a low nutrient content (Jobbágy and Jackson, 2001; Lawrence *et al.*, 2015) and often need nutrient additions in the form of organic amendments like compost (Tahir and Marschner, 2016). While inconclusive results are observed with the addition of TM, compost overall improves biomass production. Parcels with the 30 % compost (P6, P9, and P12) produced the most biomass. Similarly, multiple studies demonstrated the benefits of compost on plant and soil (Martínez-Blanco *et al.*, 2013) through biological activity (Bastida *et al.*, 2008; Hargreaves *et al.*, 2008), nutrient availability for vegetation (Boldrin *et al.*, 2009), and higher yields and better quality crops (Martínez-Blanco *et al.*, 2013). Compost addition also increases soil organic matter content, promoting aggregation and stability (Diacono and Montemurro, 2010). Initially, all parcels' aggregates shared the same structural stability regardless of their construction method and composition, but after 7 months on field, their stability evolved differently based on their content in TM and compost.

The stability test of fast wetting enables the slaking process where water rapidly enters aggregates' pores causing the air bubble to exit quickly. This treatment is considered very destructive because of the rapid pressure build-up and is similar to how a rainstorm or irrigation would impact soil aggregates (Le Bissonnais, 1996). Organic matter addition has proven to improve aggregate stability due to its hydrophobic properties by slowing water entry into aggregates (Cosentino *et al.*, 2006; Czarnes *et al.*, 2000; Eynard *et al.*, 2006; Kong *et al.*, 2005). Compared with the initial values obtained after fast wetting, an overall enhancement of stability is observed for all parcels compare to fast wetting, even if no statistical difference is observed between the parcels.

In contrast during slow wetting, the MWD varied significantly based on the percentages of TM and compost after 7 months on field. Aggregates from parcels without TM (P4, P5 and P6) have similar MWD regardless of the compost percentage. In addition, they have the highest MWD values, which do not have a statistically significant difference with aggregates from parcels with 5 % TM and over 20 % of compost (P8 and P9), and parcel 12 with 10 % TM and 30 % of compost. This point indicates that the addition of TM induces a fragility of aggregates compared to slow wetting. The latter induces aggregate breakdown by clay differential swelling similar to what is observed during wetting and drying cycles (Le Bissonnais, 1996). While breakdown by slaking (fast wetting) generally declines as clay increases, breakdown by differential swelling (clay micro cracking) increases with clay increase (Chan and Mullins, 1994).

In nature, clay-rich soils need more organic matter to form water-stable aggregates (Magdoff and Van Es, 1993) as observed in this study. Parcels with higher TM percentages need higher compost amount in their composition to allow aggregate stables. For parcels with 5 % TM, 20 % of compost is sufficient to achieve stability, while for parcels with 10 % TM, 30 % of compost is needed to reach the same results. Similar tendencies are observed after the third stability test of wet stirring. The more a parcel contains TM, the lower its MWD is, and its

aggregates are more fragile. Considering how both clay and organic matter act as cementing agents in aggregation (Jozefaciuk and Czachor, 2014; Le Bissonnais and Arrouays, 1997; Puget *et al.*, 1995), clay material is still needed in soil construction. However, the adequate compost percentage needs to be added in parcels to counterbalance the negative impact of TM in regard to structural stability.

MWDs results display marked differences among parcels based on their compost and TM content. Overall, aggregate structural stability is $MWD_{FW} < MWD_{WS} < MWD_{SW}$ for all parcels, indicating that slaking has the most impact on aggregate breakdown, followed by wet stirring and then differential swelling. Considering that TM are primarily rich in smectitic clays, this could explain why aggregates from clay-rich parcels are more susceptible to breakdown upon slaking. Increased smectitic clay content expands the volume of entrapped air, which encourages aggregate slaking (Lado *et al.*, 2004). Similar results are obtained by Wuddivira *et al.*, (2021), who showed that soils dominated with smectitic clays are more prone to slaking with the increase of clay content, whereas the structural stability of kaolinitic clay dominated soils increases with clay content under fast wetting. In addition, Ekwue and Stone (1994) observed that organic matter plays a crucial role in increasing aggregate stability in clay-rich soils as observed here.

While stability tests display aggregates' resistance to distinct breakdown mechanisms (slaking, differential swelling, and mechanical breakdown; Le Bissonnais, 1996), the rain simulation allows a combination of these mechanisms and tests aggregates' stability in conditions closer to field circumstances. Aggregates that demonstrated the best results during stability tests are chosen to undergo the rain simulation. P6, P9, and P12 also share the same percentage of compost (30 %) but with different TM content to distinguish the impact of clay content on aggregate stability (0 % TM, 5 % TM and 10 % TM, respectively). Parcels' aggregates behave similarly under rainfall, and little temporal variation is observed. The size distribution is mostly above 1000 μm , indicating that most 1-5 mm aggregates remain stable during rainfall. The latter mostly produced the fraction between 500 and 1000 μm for all parcels. Even though the > 1000 μm fraction seems to increase for P6 after 1 min of rainfall, the difference in values between 1, 2, and 6 min are statistically insignificant. Similarly, at 15 and 30 min of rainfall the percentages of the > 1000 μm fraction seem to decrease in comparison with 6 min of rainfall but they are both in the same statistical class as the > 1000 μm fraction percentage at 1 min of rain. This is most likely just due to the initial differences in sampled masses. In contrast, there seems to be a temporal variation in fractions 100-200 μm and 50-100 μm . The percentage at 1 min of rainfall is significantly different from their percentage after 2 minutes. There appears to be a mass transfer toward fractions below < 50 μm but the standard deviation is too important for the value at 30 minutes of rainfall making the < 50 μm fraction similar for all periods of rainfall. However, for parcels 9 and 12, the < 50 μm fraction changes becoming significantly higher at 30 minutes for P9 and at 15 minutes of rainfall for P12. As the latter is richer in TM (10 %), this could explain why finer fractions are produced earlier.

The fragment size distribution resulting from breakdown is used to calculate aggregates' MWD for the three parcels. Temporal variation is mostly observed for P6 that does not contain clay material (TM). The MWD gradually drops from 1.87 ± 0.07 mm at 1 min to 1.59 ± 0.14 mm at 30 min, whereas the MWD in P9 remains stable whatever the rainfall time (1.84 ± 0.13 mm at 1 min, 1.71 ± 0.15 mm at 30 min). This might be due to the addition of 5 % TM that encouraged the formation of stable microaggregates (< 250 μm) and bonding of mineral particles with organic ones (Buyanovsky *et al.*, 1994; Mehra *et al.*, 2018; Tisdall and Oades, 1982), causing the fractions below 200 μm to remain stable during rainfall as opposed to the observation in

parcel 6. However, the addition of too much clay material might be detrimental. In parcel 12, the MWD remains stable for the first 15 minutes of rainfall (around 1.7 mm), and significantly drops at 30 min (1.42 ± 0.26 mm). Because the composition of P12 contains more fine clay material (10 %TM), the aggregates are expected to release significantly more finer fractions ($< 50 \mu\text{m}$) with respect to the other plots.

In comparison with the stability tests, rainfall seems less destructive of aggregates. Especially fast wetting that causes significantly more aggregate breakdown producing a low MWD (around 0.4 mm) similar for the three parcels. Considering how aggregates behave differently from each other during rainfall, it is most likely that slaking is not a dominant breakdown mechanism. SW is less destructive of aggregates and WS displayed a different behavior in aggregates upon mechanical impact. It is probable that SW and WS are the combined dominant mechanisms during rainfall. Legout *et al.*, (2005) found similar results for their silt loam and clay loam natural soil samples. Other studies have demonstrated the substantial impact of raindrops on wet aggregates (Le Bissonnais, 1996), and how it usually occurs in combination with other mechanisms (Le Bissonnais and Arrouays, 1997; Nearing *et al.*, 1987; Zejun *et al.*, 2002). This effect underlines the importance of vegetation cover that protects the surface aggregates from such impact.

IV.7. Conclusion

Multiple mixtures are created using a pilot-scale construction method with varying percentages of an excavated earth, clay material (thermal muds rich in smectite), and compost to form aggregates and test their stability before and seven months after sowing. Overall, results indicate a strong correlation between compost percentage and vegetation growth. The parcel containing the most compost (30 %) and thermal muds (10 %) produced the highest biomass. In addition, clay content can be beneficial to stabilize microaggregates ($< 250 \mu\text{m}$), but only when a sufficient percentage of compost is added in accordance. To counterbalance the negative impacts of clay content on the constructed soils, 30 % of compost needs to be added to neutralize 10 % of clay material, and 20 % of compost is sufficient when only 5 % of clay material is present. The latter is found to have the most stable aggregates during rainfall where the most dominant breakdown mechanisms are slow wetting and wet stirring. In contrast, having 10 % of thermal mud in the mixture produced a higher percentage of fractions below $50 \mu\text{m}$, causing the MWD to significantly drop after 30 minutes of rain. Hence, when sufficient compost is present, a sensible clay addition can be beneficial to soil stability and biomass production.

IV.8. Points à retenir

Ce dernier chapitre concerne le passage de la méthode de construction de sol de laboratoire à un dispositif pilote sur le terrain. **Après avoir confirmé la validité de la méthode de construction du disque bouletteur, son principe de fonctionnement a été reproduit à plus grande échelle avec la production d'environ 220 tonnes de terre.** Des parcelles ont ensuite été mises en place sur le site pilote avec ces terres, sur lesquelles un semis de mélange de plantes pour chevaux a été réalisé.

En faisant varier les pourcentages de compost et de matériau argileux « TM » (boues thermales), leurs influences ont été évaluées sur les mélanges juste après construction et sept mois plus tard. L'argile et la matière organique n'ont pas influencé la stabilité des agrégats des mélanges juste après la construction, mais des différences dans la stabilité structurale des mélanges ont été observées après sept mois sur le terrain. L'ajout de TM est corrélé à une diminution de la stabilité structurale. Cependant, cette influence négative a été équilibrée par un ajout suffisant de compost. Cet équilibre est atteint lorsque pour chaque 5% de TM inclus dans un mélange, 10% de compost est ajouté. **Une fois l'équilibre entre le compost et TM atteint, la présence de TM peut influencer positivement la stabilité des agrégats.**

Chapitre V

Discussion générale

Chapitre V. Discussion générale

La construction de Technosols est un procédé innovant qui associe des déchets organiques et minéraux pour créer des sols fertiles présentant un environnement favorable à la croissance des plantes. L'approche suivie dans ce travail pour parvenir à cette définition a consisté à séparer l'étude en différentes échelles : (i) échelle du laboratoire sans incorporation de la végétation (chapitre II), (ii) échelle du laboratoire avec incorporation de la végétation (chapitre III), et (iii) échelle du site pilote (chapitre IV). Ces échelles successives visent à distinguer les facteurs qui influencent, séparément et/ou simultanément, la production et la stabilité des agrégats.

La synthèse des trois chapitres de la thèse montre que deux axes ont été abordés au cours de ces travaux : un premier axe concerne la production d'agrégats à partir de déchets, et un second axe concerne la pérennité de ces agrégats, notamment en termes de stabilité et de résistance à l'érosion. Dans la nature, l'agrégation du sol est le processus par lequel les particules de différentes tailles sont jointes et maintenues ensemble par différents composants organiques et inorganiques (Tisdall and Oades, 1982). Ces processus se déroulent de manière plus ou moins continue et agissent simultanément. Par conséquent, leurs effets interagissent, compliquant leur discrimination (Oades and Waters, 1991). Les différentes séries d'expérimentations menées au cours de cette étude ont eu pour but de distinguer ces processus dans un contexte de construction de sols à partir de déchets, mais il est important de signaler que ces processus interagissent constamment entre eux.

Selon le concept de hiérarchie d'agrégation proposé par Tisdall and Oades (1982), les agents liants d'agrégation agissent à travers trois mécanismes : temporaire, transitoire, et persistant. Dans ce modèle, les particules inférieures à 20 μm se lient entre elles par des agents de liaison persistants formant des micro-agrégats (53-250 μm) qui, à leur tour, se lient en macro-agrégats (> 250 μm). Dans ces travaux, les déchets utilisés comme matériaux parentaux ont été tamisés au minimum à 500 μm à l'échelle du laboratoire et à 1 mm à l'échelle du site-pilote. Ceci indique qu'au sein de ces matériaux, il est très probable que des micro-agrégats soient déjà formés et que les mélanges construits par la suite provoquent une agrégation à l'échelle macroscopique. De plus, la nouveauté de ces travaux consiste dans le développement de la technique pédogénique de construction du sol afin d'accélérer le processus de production des agrégats au sein des sols construits.

L'accélération de la production des agrégats ne garantit pas leur stabilité puisque ce ne sont pas les mêmes facteurs qui interfèrent sur les deux. La stabilité des agrégats du sol est une propriété cruciale du sol affectant sa durabilité et sa fertilité (Amézketa, 1999). Certains auteurs rapportent que la formation d'agrégats de sol se produit principalement en raison de forces physiques, tandis que leur stabilisation est produite par un certain nombre de facteurs, en particulier la quantité et la qualité des agents stabilisants inorganiques et organiques (Tisdall and Oades, 1982; Amézketa, 1999; Dalal and Bridge, 2020). Dans le contexte des Technosols construits, elle est connue pour être influencée à la fois par la teneur en matière organique et par le biote du sol (Deeb *et al.*, 2017). La stabilité des agrégats est en général évaluée au regard de trois principaux mécanismes de désagrégation : (i) l'éclatement ; (ii) la désagrégation par gonflement différentiel ; (iii) la désagrégation mécanique par l'impact des gouttes de pluie. La dispersion chimique est notamment considérée comme un mécanisme de désagrégation, cependant, elle n'a pas été étudiée dans ces travaux. Ainsi, en comprenant les

facteurs causant la désagrégation des agrégats vis-à-vis de ces mécanismes, leur stabilité peut être améliorée.

V.1. Facteurs influençant la production des agrégats

V.1.1. Les matériaux parentaux organiques et inorganiques

Les agrégats représentent l'unité de base de la structure du sol (Abiven *et al.*, 2009; Oades and Waters, 1991). Ils sont constitués de matières organiques à divers stades de décomposition, de particules primaires (sable, limon et argile), et d'organismes vivants tous joints ensemble en grappes dont la taille varie de moins de 2 µm à plus de 2 mm (Oades and Waters, 1991; Deng *et al.*, 2018). La taille, ainsi que l'arrangement et la stabilité des agrégats sont important pour déterminer de nombreuses propriétés physico-chimiques et biologiques du sol comme l'infiltration de l'eau et de l'air, l'activité microbienne, le renouvellement de la matière organique du sol et l'apport de nutriments pour les plantes (Tisdall and Oades, 1982; Ramesh *et al.*, 2019). Pour cette raison, un vif intérêt a été porté à ces processus d'agrégation dans le domaine du génie pédologique (construction de Technosols à partir de déchets). Ainsi, l'agrégation est considérée comme l'un des processus physiques les plus importants à étudier au cours des premières phases de formation des Technosols (Séré *et al.*, 2010; Deeb *et al.*, 2017).

Les Technosols sont caractérisés par une forte influence anthropique et contiennent, par définition, de grandes quantités de matières premières technogéniques organiques et/ou inorganiques (Lehmann, 2006; Rossiter, 2007). Lorsqu'ils sont présents en grande quantité, ces matériaux technogéniques peuvent contrôler le fonctionnement et l'évolution des Technosols (Monsérié *et al.*, 2009). Pour cela, la sélection appropriée des matériaux et des amendements pour favoriser la formation des agrégats dans les sols construits est essentielle (Huot *et al.*, 2014). Cependant, l'agrégation est difficile à prévoir lors du mélange de déchets variables (Vidal Beaudet *et al.*, 2016). De nombreuses études ont examiné les processus d'agrégation dans des déchets spécifiques comme les déchets de cokerie (Monsérié *et al.*, 2009) ou les sous-produits de boues de papeterie (Séré *et al.*, 2010), ainsi que les premiers processus pédogénétiques impliqués dans la formation des agrégats (Vidal Beaudet *et al.*, 2016). Jangorzo *et al.*, (2013) ont étudié l'agrégation des premiers stades de Technosols et ont démontré les influences positives de l'activité de la faune et du développement des racines. Cependant, alors que ces études ont exploré comment l'agrégation pouvait avoir lieu dans les Technosols après leur construction, peu de recherches ont été menées sur comment assurer et développer les processus d'agrégation pendant la construction elle-même.

Pour les sols naturels, la formation et la stabilisation des agrégats sont affectées par différents facteurs comme la teneur en eau, la teneur en argile, la minéralogie, ainsi que la quantité et la qualité de la matière organique du sol (Denef and Six, 2005; Singh *et al.*, 2017). Dans ce travail, ces facteurs ont été pris en considération lors de la sélection des matériaux parentaux (dans notre cas, des déchets), afin d'optimiser l'agrégation lors du processus de construction de sol. Dans le cadre de ce travail, trois types de matériaux parentaux ont été ainsi retenus : des matériaux minéraux de base, des matériaux argileux et des matériaux organiques.

V.1.1.1. Les matériaux minéraux de base

Des terres excavées ont été retenues dans cette étude comme matériaux minéraux de base pour la réalisation des sols construits. Les terres excavées (TEX) correspondent au sol qui a été excavé lors des chantiers de terrassement. Ces matériaux sont considérés comme des

déchets dès lors qu'ils sortent de leur site d'origine. Plusieurs voies de valorisation sont actuellement envisagées pour ces matériaux, notamment en projets d'aménagement (DGRP, 2020). En génie pédologique, les terres excavées ont déjà été utilisées avec succès dans certains projets de construction du sol (Rokia *et al.*, 2014; Cannavo *et al.*, 2018; Vidal-Beaudet *et al.*, 2018; Yilmaz *et al.*, 2018). Pour des raisons logistiques, deux types de terres excavées ont été utilisés dans ces travaux de thèse : une en laboratoire et l'autre pour les essais sur le terrain. Elles sont similaires dans leur texture limoneuse et sont dépourvues de matière organique. Leur texture permet la rétention d'eau, la circulation d'air et de favoriser la fertilité du Technosol construit (Brown, 2003). Leur teneur en carbonates de calcium est aussi un avantage, car le calcium est considéré comme un agent cimentant dans l'agrégation (Wuddivira and Camps-Roach, 2006). Cependant, les sols limoneux sont en général sujets à l'érosion et ont tendance à former des croûtes de battance (O'Geen *et al.*, 2006). Pour cela, d'autres matériaux ont été incorporés aux terres excavées pour renforcer l'agrégation et la stabilité structurale.

V.1.1.2. Les matériaux argileux

La minéralogie et le pourcentage du contenu argileux dans le sol ont un rôle conséquent dans l'agrégation (Tisdall and Oades, 1982) et le rôle distinct de ces deux variables est examiné séparément dans ce travail. Dans le chapitre II une première série de mélanges a été réalisée en incorporant aux terres excavées différents matériaux argileux, à l'échelle du laboratoire. Quatre déchets riches en contenu argileux sont sélectionnés : (i) des boues de lavage de granulats (AWS) ; (ii) des argiles vertes (GC) ; (iii) une boue thermique (TM) ; et (iv) une boue de potabilisation des eaux (WPS).

Les minéraux argileux varient dans leur surface spécifique, leurs charges de surface et leurs propriétés mécaniques ce qui peut influencer leur potentiel d'agrégation (Chenu and Guérif, 1991). Les smectites et les illites ont une surface spécifique externe et une charge de surface plus élevée et sont plus susceptibles de contribuer à la formation d'agrégats, contrairement à la kaolinite, moins réactive (Fernández-Ugalde *et al.*, 2013). TM est le matériau le plus riche en smectites (44 %) avec la CEC la plus élevée (61,3 cmol/kg), suivi par GC (40 cmol/kg) qui contient 39 % de smectites, et ensuite AWS avec une CEC à 25 cmol/kg et 29 % de smectites. WPS a la plus faible teneur en argiles réactives, mais a une CEC élevée (30,6 cmol/kg) due à la présence d'(hydr)oxydes de Fe et de Mn qui présentent des surfaces spécifiques élevées (Dzombak and Morel, 1991; Nelson *et al.*, 1999).

V.1.1.3. Les matériaux organiques

La matière organique est un agent de liaison important dans l'agrégation (Tisdall and Oades, 1982; Cosentino *et al.*, 2006). Lors de la construction des Technosols, l'augmentation de la teneur en matière organique améliore l'agrégation et leur stabilité structurale. L'ajout de déchets organiques urbains dans des terres dégradées s'est avéré augmenter leur fertilité (Adugna, 2018; Annabi *et al.*, 2011, 2007; Bastida *et al.*, 2008). Par conséquent, lors du processus de construction, deux composts différents ont été sélectionnés comme source de matière organique solide (MO) : le vermicompost (VC) et le compost de déchets verts (GWC). La MO liquide dissoute a été ajoutée sous forme d'un lixiviat de compost obtenu à partir d'un composteur industriel.

Les composts choisis diffèrent par leur maturité et leurs propriétés physiques et chimiques. La teneur en matière sèche est plus faible dans VC par rapport à GWC, et le pourcentage de

carbone organique est similaire pour les deux. VC contient plus d'azote (2,5 %) et un rapport C/N plus faible. Les deux composts contiennent des pourcentages égaux de calcium, de magnésium et de phosphore et diffèrent par leur valeur de pH.

V.1.1.4. Interactions entre les différents matériaux parents

- **Interactions entre matériaux inorganiques (matériaux minéraux de base et matériaux argileux)**

La diversité minéralogique des matériaux argileux permet de distinguer l'impact de la nature des argiles sur l'agrégation en condition abiotique. Ainsi, quatre mélanges de sols avec des textures et des contenus minéralogiques différents sont construits avec 60 % de terres excavées et 40 % de matériel argileux et le potentiel d'agrégation des matériaux argileux est déterminé par le taux de production des agrégats (**Figure V-1**).

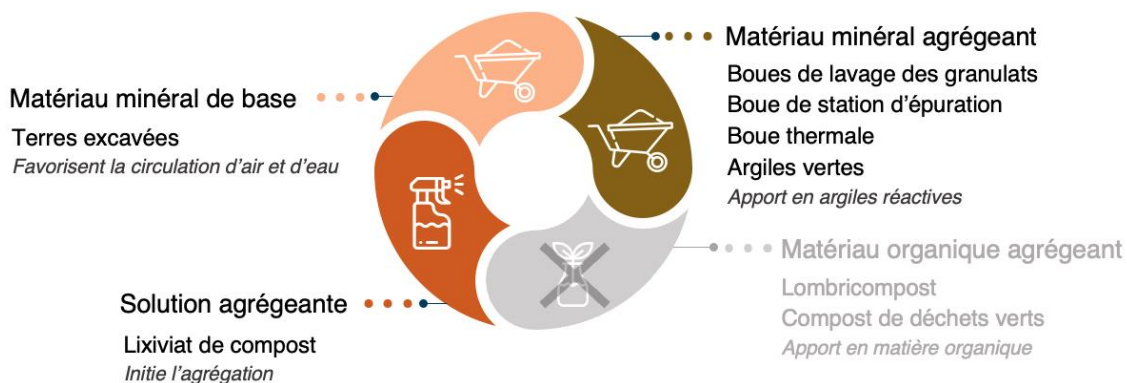


Figure V-1 : mélanges créés uniquement avec des matériaux inorganiques

Les deux mélanges construits avec TM et AWS produisent le plus d'agrégats supérieurs à 1 mm en comparaison avec les autres mélanges. Les mélanges ont des textures distinctes (argile lourde et limon argileux sableux, respectivement), mais ils ont des teneurs similaires en minéraux argileux (riche en smectites et en illite, mais pauvre en kaolinite) qui pourraient expliquer leur fort potentiel d'agrégation. Ceci pourrait notamment expliquer pourquoi le mélange construit avec GC (riche en kaolinite, mais ne contenant pas d'illite) produit moins d'agrégats que le mélange construit avec TM et avec AWS. Cependant, alors que AWS et WPS avaient des CEC similaires (25,3 et 30,6 cmol/kg, respectivement), leur production d'agrégats et leur texture diffèrent. Le mélange construit avec AWS est un limon argileux sableux, alors que WPS est un limon sableux qui produit très peu d'agrégats. Ces observations indiquent le besoin de l'interaction d'une multitude de facteurs pour initier l'agrégation dans les sols construits (la présence d'argiles réactives, une texture argilo-limoneuse ou limono-argileuse et une CEC élevée).

L'incorporation du matériel argileux TM aux terres excavées permet une production plus élevée d'agrégats de taille supérieure à 1 mm en comparaison avec les autres matériaux argileux. Il a été sélectionné pour la deuxième série de production d'agrégats, pour étudier l'impact du pourcentage du matériel argileux sur la production des agrégats. L'ajout d'argiles dans les sols est connu comme efficace pour l'agrégation (Wagner *et al.*, 2007; Ye *et al.*, 2019), ce qui est concordant avec les résultats obtenus lors de cette série de production d'agrégats. Les mélanges construits avec des pourcentages variables de boues thermales présentent une production d'agrégats supérieurs à 1 mm qui est corrélée positivement avec l'ajout en contenu argileux. En effet, les particules d'argiles jouent un rôle conséquent dans l'agrégation du sol (Tisdall and Oades, 1982; Six *et al.*, 2004). Les résultats de cette série

confirment que la teneur en argiles influence la structure du sol par leurs effets sur la formation des agrégats (Bronick and Lal, 2005; Dungait *et al.*, 2012; Feng *et al.*, 2014).

La création de mélanges uniquement à partir de matériaux inorganiques a permis de distinguer le matériel argileux le plus apte à la production d'agrégats. Les boues thermales ont prouvé produire plus d'agrégats supérieure à 5 mm et ont une meilleure stabilité sèche, qui sera discuté par la suite. De ce fait, les boues thermales ont été systématiquement ajoutées au matériel minéral de base (terres excavées) en tant que matériel argileux agrégeant.

- **Interactions entre matériaux inorganiques et organiques**

La troisième série de production d'agrégats a permis de tester deux matériaux, cette fois-ci, organiques pour étudier l'impact de la matière organique sur la production des agrégats. L'ajout de matière organique est effectué sous forme de compost pour constituer les 10 % restants du mélange : 40 % de matériel argileux TM et 50 % de terres excavées. Deux types de compost sont choisis : (i) un lombricompost (VC) qui est un compost mature ; et (ii) un compost de déchets verts (GWC), moins mature. Pour le compost mature, les matières premières de départ ont été suffisamment décomposées pour produire un produit stable. En revanche, le compost moins mature ou immature contient toujours des composés grossiers de branchette et morceaux de bois (**Figure V-2**).



Figure V-2 : mélanges créés avec des matériaux argileux et organiques

L'ajout du compost dans la construction du sol est très important puisque, d'un côté, la matière organique est considérée comme un agent de liaison majeur dans l'agrégation (Tisdall and Oades, 1982; Cosentino *et al.*, 2006) et son incorporation dans la construction de sols est susceptible d'être un facteur clé pour améliorer la production d'agrégats. D'un autre côté, le recyclage de déchets organiques comme le compost permet de restituer la matière organique et les nutriments au sol, d'économiser les coûts d'engrais et d'amendements, et d'éviter l'élimination des déchets selon le principe de l'économie circulaire (Nehls *et al.*, 2015; Vidal-Beaudet *et al.*, 2018).

Dans l'étude de Rokia *et al.*, (2014), l'ajout de compost a influencé les propriétés physiques comme la porosité, la densité apparente et la capacité de rétention d'eau des sols construits. De plus, Annabi *et al.*, (2007) ont relevé que la nature de la matière organique et de la matière inorganique joue un rôle majeur dans la formation des agrégats. Pour cette série, des différences significatives sont observées entre l'impact de VC et celui de GWC sur la production des agrégats. Les résultats montrent que l'ajout de GWC au mélange n'exerce aucune influence sur la forme des agrégats et la morphologie générale reste arrondie à sub-angulaire. Cependant, à l'ajout de VC, les agrégats obtenus deviennent plus anguleux. En addition, la distribution de la fraction des agrégats supérieure à 1 mm pour le mélange

contenant 40 %TM et 60 % terres excavées est similaire au mélange contenant 10 % GWC. Cependant, une augmentation significative est induite par l'ajout de VC. Par rapport au mélange sans compost, des pourcentages similaires des agrégats > 3 mm sont créés lorsque GWC est ajouté, avec une légère augmentation de la production de granulats de 1 à 3 mm, alors que VC a un impact beaucoup plus marqué sur l'agrégation.

Dans l'étude de Oades (1984), la nature de la matière organique influence fortement l'agrégation. Plus récemment, Annabi *et al.*, (2007) ont mis en évidence l'impact de différentes matières organiques sur l'agrégation dans un sol limoneux, en comparant des composts urbains de différents types et de différentes maturités. Ils ont démontré que les composts matures et immatures induisaient des cinétiques d'agrégation et de stabilisation différentes. Des résultats similaires ont été obtenus dans l'étude de (Lin *et al.*, 2019) où le non-labour et l'épandage de fumier ont augmenté l'agrégation du sol et amélioré la qualité des sols. Cependant, les agents sous-jacents à cet effet ne sont pas bien connus. L'ajout de compost peut, par exemple, augmenter l'agrégation du sol en affectant l'activité microbienne et fongique (Lin *et al.*, 2019), mais dans ces travaux de thèse, l'augmentation de production d'agrégats est immédiate pendant le processus de production d'agrégats. Ainsi, ceci est probablement causé par la texture spongieuse et gommeuse de VC qui a facilité la formation d'agrégats, similairement à ce qui a été observée dans des études précédentes (Mylavarapu and Zinati, 2009; Sodhi *et al.*, 2009; Tejada *et al.*, 2009; Duong, 2013). Un bilan des différents résultats obtenus dans le cadre de ce travail est synthétisé dans le **(Tableau V-1)**.

Tableau V-1 : les propriétés des matériaux argileux et organiques et leurs impacts sur l'agrégation.

	Propriétés des matériaux argileux				Impact sur l'agrégation
	Texture	CEC (cmol/kg)	% smectites	% illite/mica	
TM	Argile lourde	61,3	44	16	Fort
AWS	Argile limoneuse	25,3	29	15	Fort
GC	Limon argileux	40,0	39	0	Moyen
WPS	Limon sableux	30,6	0	12	Aucun ou très peu
	Propriétés des matériaux organiques				
	Maturité	C/N	pH	%MO sèche	
CDV	Faible	46,7	5	96,6	Aucun ou très peu
VC	Forte	17,0	7	50	Fort

V.1.2. La méthode de construction d'agrégats

Les différentes combinaisons de mélanges étudiées jusqu'à maintenant ont permis de déterminer les matériaux inorganiques (terres excavées, TM) et organiques (VC) les plus favorables à la production d'agrégats à l'échelle du laboratoire. La plupart des études sur la construction de sol à partir de déchets assurent le mélange de matériaux manuellement (S. Rokia *et al.*, 2014; Vidal-Beaudet *et al.*, 2018). Une étude a aussi utilisé une bétonnière (Coull *et al.*, 2021). Dans la présente étude, la méthode de construction avec le disque bouletteur a été comparée à une méthode de mélange manuelle.

Dans un effort d'accélérer le processus d'agrégation, deux méthodes de construction de sols ont été utilisées pour combiner les matériaux déchets en mélanges abondants en agrégats. Cette étude examine l'efficacité des méthodes de construction à l'échelle laboratoire en se basant sur les pourcentages des agrégats produits. Les proportions choisies pour la construction à l'échelle laboratoire ont pris en compte la difficulté d'obtention des boues thermales (TM), ainsi que la complexité de leur préparation. Ainsi, les proportions adoptées sont : 10 % TM, 10 % VC, et 80 % terres excavées.

Lors de la première méthode de construction, un disque bouletteur favorise l'agrégation par un mouvement de rotation. Le procédé consiste à construire un mélange de 1 kg en incorporant les différents matériaux organiques et inorganiques dans un disque bouletteur. Ensuite, ils sont mis en rotation et aspergés en continu de lixiviat de compost (230 ml). En revanche, la méthode de construction manuelle est réalisée en mélangeant les matériaux manuellement avec une spatule avant et après la pulvérisation du lixiviat de compost pour produire un mélange de 1 kg.

La méthode de construction manuelle produit des pourcentages élevés d'agrégats supérieurs à 5 mm, mais environ 20 % des matériaux restent non agrégés (< 0,5 mm). Lors de la construction manuelle, les matériaux humides (< 0,5 mm) se regroupent en agrégats qui croissent en taille tant qu'ils restent humides grâce au lixiviat de compost. Une fois que tous les matériaux humides se sont rassemblés en agrégats recouverts d'une dernière couche de matériau sec, les particules restantes demeurent non agrégées. En revanche, le disque de granulation permet un mélange uniforme des matériaux grâce à sa rotation continue. Tous les matériaux, initialement inférieurs à 0,5 mm, ont été exposés au lixiviat de compost, ne laissant que 4 % du mélange non agrégé. De ce fait, les mélanges granulés sont majoritairement composés d'agrégats entre 1 et 5 mm (50 %) et contiennent $36,5 \pm 4,2$ % d'agrégats supérieurs à 5 mm. Ainsi, les deux méthodes de construction produisent des agrégats de tailles différentes. La méthode manuelle produit majoritairement des agrégats supérieurs à 5 mm, alors que la méthode de boulettage produit des agrégats entre 1 et 5 mm. Néanmoins, puisque le but de ce travail est d'optimiser la production des agrégats dès les premiers stades de construction, la méthode manuelle présente un désavantage en laissant un grand pourcentage du mélange sans agrégation.

La comparaison entre les deux méthodes est d'un intérêt opérationnel afin de savoir s'il y a une valeur ajoutée à investir dans des techniques avancées de création des agrégats à une échelle pilote plus étendue. Puisque la méthode du disque bouletteur ne laissait que 4 % des matériaux non agrégés, une technique similaire a été développée sur le site pilote. Un cylindre bouletteur est utilisé pour inciter le même mouvement de rotation observé avec le disque bouletteur. Il contient une rampe de pulvérisation traversant son intérieur pour asperger des mélanges avec de l'eau pendant la rotation. La distribution granulométrique des agrégats n'est pas mesurée pour l'expérimentation sur le site pilote ; cependant, des observations visuelles ont été faites pour observer l'influence de la méthode de construction sur l'agrégation.

Avant la granulation par le cylindre bouletteur, les matériaux sont mélangés à l'aide d'une chargeuse. Ainsi, peu d'agrégats se forment lors de leur premier mélange (**Figure V-3. à gauche**), et un manque de structure demeure. Faire passer les mélanges dans le cylindre bouletteur modifie radicalement leur structure. Visuellement, une quantité considérable d'agrégats est observée et la structure passe d'une structure particulière à une structure granulaire (**Figure V-3. à droite**). La structure du sol est représentée par la quantité d'agrégation et de pores dans le sol, et elle influence la fertilité du sol en affectant la circulation d'air et d'eau, ainsi que le développement racinaire (Ball *et al.*, 2007). La structure granulaire du sol a été proposée comme un indicateur de l'amélioration du sol (Arocena *et al.*, 2012), et est considérée comme une structure de sol idéale (FAO, 2008).

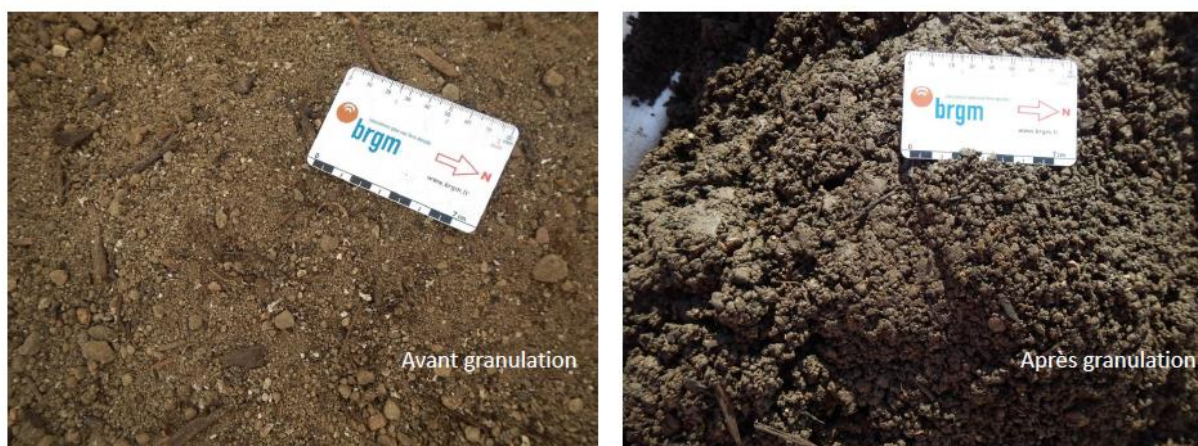


Figure V-3: photos des mélanges de matériaux avant et après passage par le cylindre bouletteur (granulation).

La détermination de la distribution granulométrique des agrégats construits est un aspect essentiel du processus qui doit être développé. Des opérations de criblage pourraient être intégrées en amont et en aval du processus de construction pour déterminer en détail le potentiel d'agrégation du cylindre bouletteur. Le **tableau V-2** représente une synthèse des résultats obtenus pour chaque méthode de construction, ainsi que les points à développer.

Tableau V-2: les méthodes de construction à l'échelle du laboratoire et du site pilote.

Echelle	Méthode	Solution agrégeante	Résultats	Points à améliorer
Laboratoire	À la main avec une spatule	Lixiviat de compost	<ul style="list-style-type: none"> • Majoritairement des agrégats > 5 mm • 20% des matériaux restent non agrégés 	<ul style="list-style-type: none"> • Au lieu d'asperger avant le mélange, distribuer l'aspersion sur plusieurs intervalles
	Un disque bouletteur		<ul style="list-style-type: none"> • Majoritairement des agrégats 1 - 5 mm • 4% des matériaux restent non agrégés 	<ul style="list-style-type: none"> • Incorporer un dispositif automatisé pour l'aspersion et expérimenter avec d'autres solutions agrégeantes • Investiguer l'effet de la durée de boulettage
Site pilote	Une chargeuse	Aucune	<ul style="list-style-type: none"> • Agrégation faible • Structure particulière 	<ul style="list-style-type: none"> • Concidérant la difficulté d'incorporer une solution agrégeante, l'utilisation du cylindre bouletteur est recommandée
	Un cylindre bouletteur	Eaux de ruissellement	<ul style="list-style-type: none"> • Agrégation élevée • Structure granulaire 	<ul style="list-style-type: none"> • Incorporer des opérations de criblage en amont et en aval du processus de construction

V.1.3. La végétation

Dans ce travail, les mélanges et méthodes de construction sont testés pour optimiser l'agrégation et fournir un support à la végétation. Cependant, cette dernière peut influencer à son tour l'agrégation. Les mélanges précédents contenant 10 % TM issus des deux méthodes de construction (manuelle ou avec boulettage) sont semés en *Lolium perenne* (ray-grass anglais). L'expérience en pot, durant 3 mois, permet d'éclairer les impacts mutuels que

l'agrégation et le développement de la végétation ont l'un sur l'autre dans le cadre des Technosols construits.

La croissance de *Lolium perenne* influence la distribution de la taille des agrégats à travers son réseau racinaire. Ceci est principalement observé pour les mélanges granulés avec l'augmentation du pourcentage des agrégats > 5 mm. Les racines induisent une agrégation en exerçant des pressions latérales provoquant le compactage et l'adhérence des agrégats de sol autour des racines. Ce processus est encore plus accentué en présence des hyphes mycorhizes (Coleman *et al.*, 2004), ce qui est le cas pour ces mélanges. Similairement, Jangorzo *et al.*, (2013) ont montré l'effet des racines sur l'augmentation du nombre d'agrégats dans les Technosols construits et un effet plus intense sur le long terme (Jangorzo *et al.*, 2018). Rasse *et al.*, (2000) ont montré une augmentation de 13 à 21 % en diamètre moyen pondéré des agrégats causé par la décomposition des racines. Inversement, les racines sont capables de désagréger les mottes de terre en plus petits agrégats (Materechera *et al.*, 1994). Dans l'étude réalisée par Vidal-Beaudet *et al.*, (2018), l'agrégation dans un Technosol construit n'a pas été significativement affectée par la croissance de végétation après 55 jours. Similairement, les mélanges construits manuellement dans cette étude contiennent au moment de leur construction des pourcentages élevés de particules > 5 mm (66,7 ± 0,02 %). Ceci a laissé peu de place à une agrégation supplémentaire par les racines. Par conséquent, aucune différence significative n'a été observée dans la tailles des agrégats.

Comme toutes les parcelles ont été semées à l'échelle du site pilote, l'absence de parcelle témoin n'a pas permis de distinguer l'effet de la végétation sur l'agrégation. Néanmoins, les résultats de laboratoire et ses études précédentes montrent que les racines des plantes et leurs symbiotes mycorhiziens exercent systématiquement une influence importante sur l'agrégation du sol (Six *et al.*, 2004; Rillig and Mummey, 2006; Leifheit *et al.*, 2014; Rillig *et al.*, 2015). En plus de la texture du sol et des racines, les autres principaux facteurs influençant l'agrégation du sol sont la faune du sol, les micro-organismes du sol, les liants inorganiques et les variables environnementales (Six *et al.*, 2004; Barto *et al.*, 2010).

L'incorporation des matériaux organiques améliore considérablement les conditions physiques du sol (Caravaca *et al.*, 2003; Annabi *et al.*, 2007; Abiven *et al.*, 2009). Cependant, la matière organique a peu d'effet sur l'agrégation à moins que des micro-organismes ne soient présents pour décomposer activement les matériaux ajoutés (Frey, 2005; Grosbellet *et al.*, 2011). Les champignons mycorhiziens enchevêtrent physiquement les particules de sol dans leurs réseaux d'hyphes et, avec les bactéries, produisent des polysaccharides extracellulaires et d'autres sous-produits qui cimentent les particules de sol ensemble (Frey, 2005).

L'importance de la faune pour les propriétés physiques du sol augmente généralement avec sa taille corporelle (Wall *et al.*, 2012). La macrofaune du sol, comme les vers de terre, les fourmis et les termites, peut affecter considérablement la porosité du sol, créant des pores macros permettant l'écoulement préférentiel de l'eau dans le profil du sol (Jouquet *et al.*, 2011; Blouin *et al.*, 2013; Bottinelli *et al.*, 2015). Le mouvement de la macrofaune à travers le profil du sol (comme certaines espèces de vers de terre) peut mélanger des particules minérales d'un horizon à un autre, affectant ainsi la texture et l'agrégation du sol (Wall *et al.*, 2012).

V.2. Facteurs influençant la stabilité structurale des agrégats

V.2.1. Le contenu en argiles et matière organique

La stabilité des agrégats est un facteur important pour la fertilité des sols construits. La désagrégation des agrégats réduit l'infiltration et augmente le ruissellement et l'érosion, et peut par la suite entraîner une dégradation supplémentaire du sol (Darrell *et al.*, 2006). La stabilité des agrégats dépend des propriétés intrinsèques du sol (texture, matière organique, minéralogie des argiles, oxydes, CaCO_3 , teneur en Fe et Al) ainsi que des propriétés externes dépendantes de près ou de loin des conditions climatiques (climat, travail du sol, activité biologique, humidification-séchage) (Amézketa, 1999) (**Figure V-4**).

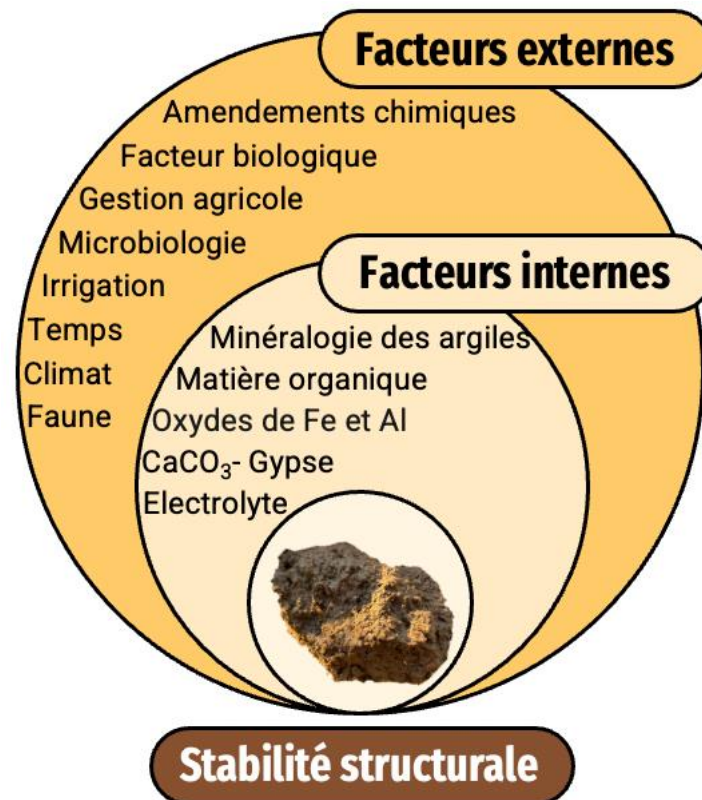


Figure V-4 : facteurs internes et externes affectant la stabilité structurale des agrégats (Amézketa, 1999)

La matière organique est considérée comme l'agent d'agrégation primordial qui a une forte influence sur la stabilité des agrégats (Tisdall and Oades, 1982). Néanmoins, lorsque la teneur en MO est faible, la teneur en argiles peut régir la stabilité des agrégats (Ruiz-Vera and Wu, 2006). Le gonflement et retrait des particules d'argiles réactives, lorsqu'elles deviennent humides puis sèches (cycle d'humectation-dessiccation), peuvent déplacer et fissurer les masses de sol pour créer des agrégats ou les désagréger (Kemper and Rosenau, 2008).

La stabilité des agrégats fait référence à la capacité des agrégats du sol à résister à la désagrégation lorsque des forces perturbatrices associées au travail du sol et à l'érosion hydrique ou éolienne sont appliquées (Kemper and Rosenau, 2008). La stabilité des agrégats humides révèle à quel point un sol peut résister à l'impact des gouttes de pluie et à l'érosion hydrique, tandis que la stabilité des agrégats secs peut prédire la résistance à l'abrasion et à l'érosion éolienne (Amézketa, 1999). Dans ce travail, différents matériaux organiques et inorganiques sont testés dans la construction des mélanges pour étudier leurs impacts sur la

stabilité des agrégats. Tout d'abord, des mélanges inorganiques sont construits avec différents matériaux argileux (40 % du mélange) incorporés aux terres excavées (60 %) sans addition de matériel organique. La stabilité de leurs agrégats secs est évaluée par tamisage à 5, 3 et 1 mm et un agrégat est considéré comme instable s'il se décompose en particules plus fines lors du tamisage. Le mélange créé avec TM correspond à un sol à texture argileuse lourde, les mélanges avec GC et AWS sont des sols à texture limono-argilo-sableuse, tandis que la texture obtenue avec l'incorporation de WPS est limono-sableuse. Les quelques agrégats formés avec ce dernier sont les plus fragiles, se désagrégant facilement lors du tamisage. Pour les mélanges créés avec GC et AWS, la stabilité des agrégats secs est similaire, restant stable le long de la manipulation et du tamisage. Cependant, tous les agrégats de taille excessive ont pu être fractionnés à la main pour passer à travers le tamis de 5 mm. Ceci n'est pas le cas pour les agrégats supérieurs à 5 mm créés avec TM qui sont trop résistants pour passer par le tamis de 5 mm. La variation de la stabilité sèche d'un mélange à un autre est plus due à la texture des mélanges qu'à la minéralogie des argiles (Skidmore and Layton, 1992).

Ayant témoigné d'une meilleure stabilité sèche, le matériel argileux TM a été sélectionné pour étudier l'impact du contenu argileux sur la résistance des agrégats secs. Avec l'enrichissement des mélanges en matériel argileux TM, on constate aussi l'augmentation de la stabilité sèche des agrégats produits. À 30 % TM, les agrégats supérieurs à 5 mm se fractionnent facilement à la main, mais deviennent plus résistants quand plus de TM est présent dans la composition. Les sols argileux ont la capacité de contenir de grandes quantités de nutriments, mais ils présentent également des difficultés pour la croissance des plantes. Le sol argileux peut devenir très compact et limiter la croissance des racines par manque d'air (Wild, 1993; Bell and Culshaw, 2001). De ce fait, il est crucial de prendre en considération ces aspects lors du processus de construction de sols. Un équilibre entre une production suffisante des agrégats et une stabilité assez élevée devrait permettre aux mélanges d'être bio-habitable et de fournir un support à la végétation. Par conséquent, même si la production des agrégats est plus élevée à 70 % de TM, le mélange contenant 40 % TM a été sélectionné pour étudier l'interaction des matériaux minéraux (terres excavées, TM) avec l'ajout d'un matériel organique pour améliorer la stabilité des agrégats cette fois humides.

En effet, même si les agrégats sont stables quand ils sont secs, ils se désagrègent facilement quand ils sont humides. L'amélioration de la stabilité humide des agrégats est souvent obtenue par l'ajout de matière organique au sol (Le Bissonais and Arrouays, 1997; Martens, 2002; Kong *et al.*, 2005; Cosentino *et al.*, 2006). Deux mécanismes majeurs de stabilisation des agrégats par la matière organique du sol sont considérés : (i) l'augmentation de la cohésion des agrégats par la liaison des particules minérales avec des substances organiques ou l'enchevêtrement physique des particules par des hyphes ou des filaments racinaires ; et (ii) la diminution et ralentissement de l'infiltration d'eau et donc du risque d'éclatement des agrégats (Chenu *et al.*, 2000). Des effets bénéfiques sur la stabilité des agrégats du sol ont déjà été rapportés après l'application de compost avec diverses intensités et durées (Aggelides and Londra, 2000; Albiach *et al.*, 2001; Caravaca *et al.*, 2003; Annabi *et al.*, 2007). Néanmoins, les mécanismes de stabilisation des agrégats après ajout de composés organiques restent flous, de même que les relations entre l'effet observé et les caractéristiques de la matière organique ajoutée (Annabi *et al.*, 2011).

L'ajout du lombricompost (VC) a amélioré la production des agrégats, mais la stabilité structurale humide reste faible. Des résultats similaires ont été observés par (Deeb *et al.*, 2017) où l'ajout de compost n'a pas affecté la stabilité des agrégats, sauf en présence d'organismes

du sol. Dans la plupart des cas, les améliorations de la stabilité des agrégats sont liées à une augmentation de la teneur en matière organique et à l'activité microbienne du sol (Albiach *et al.*, 2001; Annabi *et al.*, 2007; Cosentino *et al.*, 2006). Il a également été démontré que l'activité microbienne du sol et celle des champignons en particulier est impliquée dans la stabilisation des agrégats (N'dayegamiye and Angers, 1990). La construction de sol à partir de matériaux inorganique et organique et leur mélange avec le disque bouletteur pour créer des agrégats est en quelque sorte une accélération du processus d'agrégation. Il est difficile d'obtenir une stabilité humide immédiate des agrégats sans intervention biologique de micro-organismes, d'hyphes fongiques ou d'exsudats racinaires pour créer une imperméabilité minimale (Czarnes *et al.* 2000). Dans leurs expériences, Babalola *et al.* (2012) ont constaté qu'il y avait une amélioration de 15,7 % de la stabilité des agrégats deux ans après l'application du compost. Similairement, les améliorations de l'agrégation peuvent se produire dans les 2 à 3 ans suivant l'ajout d'engrais organiques (ex. fumier, compost) dans les sols froids et humides (Angers and Carter, 2001; Bissonnette *et al.*, 2001).

La production d'agrégats à l'échelle du site-pilote est basée sur le même principe que celle à l'échelle du laboratoire, et les matériaux sont mélangés d'une manière qui encourage l'agrégation par un mouvement rotatif, pour certains d'entre eux. En se basant sur les essais précédents, différentes modalités de mélanges ont été construites et placées en parcelles. Les matériaux sélectionnés sont des terres excavées limoneuses, auxquelles des boues thermales (TM) et un compost mature ont été ajoutés en proportions variables. Plusieurs études antérieures ont examiné le potentiel de fertilité des Technosols construits à l'échelle du terrain (Darmody and Marlin, 2002; Egendorf *et al.*, 2018; Pruvost, 2018; Walsh *et al.*, 2019). Cependant, peu d'études ont été faites à cette échelle sur la stabilité des agrégats dans un contexte de Technosols construits.

Pour ce travail, la stabilité des agrégats construits dans chaque modalité a été mesurée à la mise en place des sols construits en parcelles et sept mois après, pour étudier l'évolution de la stabilité structurale en fonction des proportions du matériel argileux (TM) et du compost mature. Peu de temps après leur construction, les agrégats sont soumis aux trois tests de stabilité structurale : l'humectation rapide (FW), l'humectation lente (SW) et la désagrégation mécanique (WS). Les résultats montrent une stabilité humide similaire des agrégats de toutes les parcelles. Le diamètre moyen pondéré (MWD) obtenu est inférieur à 0,4 mm à la suite des trois traitements, classant les agrégats comme très instables. Ceci est une contrainte souvent observée dans le cas des sols construits. Les mélanges de déchets ont besoin de temps pour s'agréger et développer une structure stable, ce qui les rend plus sujets à l'érosion et à la perte de matière organique au cours de leurs premiers stades de formation (Deeb *et al.*, 2017). Même si ces travaux ont pu accélérer le processus d'agrégation, leur stabilisation demande néanmoins du temps.

Sept mois après leur mise en place, les agrégats ont été échantillonnés pour une deuxième mesure de stabilité et une amélioration nette de cette dernière est observée par rapport aux trois tests. Alors que les valeurs des mesures de stabilité étaient similaires au début de l'expérience, des disparités sont observées en fonction des proportions ajoutées en matériel argileux TM et en compost, sept mois après. Ces disparités sont majoritairement observées à la suite de l'humectation lente et la désagrégation mécanique, alors que pour le test de l'humectation rapide, les résultats représentés en MWD sont statistiquement similaires. Le test de stabilité de l'humectation rapide provoque l'éclatement au sein des agrégats et est un mécanisme de désagrégation très destructeur (Le Bissonnais, 1996). Dans plusieurs études, l'ajout de la matière organique améliore la stabilité des agrégats grâce à ses propriétés

hydrophobes qui ralentissent l'entrée d'eau dans les agrégats (Czarnes *et al.*, 2000; Kong *et al.*, 2005; Cosentino *et al.*, 2006). Dans ce travail, par rapport aux valeurs initiales obtenues juste après la construction des agrégats, une amélioration globale de la stabilité est observée pour toutes les parcelles face à l'humectation rapide. Cependant, l'impact des contenus variables en argiles et en matière organique dans les parcelles ne s'est pas distingué par rapport à ce test. En cas de pluie, les agrégats peuvent subir une désagrégation par différents mécanismes. L'éclatement est un mécanisme très efficace de désagrégation ; cependant, étant donné que l'éclatement nécessite un taux d'humectation très élevé pour des agrégats initialement secs, il semble peu probable qu'il se produise dans des conditions de terrain, sauf peut-être pendant l'irrigation par sillons (Darboux *et al.*, 2016).

En revanche, face à l'humectation lente, le MWD obtenu varie significativement en fonction des pourcentages en TM et en compost des parcelles après sept mois sur le terrain. Pour les parcelles sans TM dans leur composition (P4, 5, 6), leurs agrégats ont un MWD statistiquement similaire, peu importe leur pourcentage en compost. Après l'ajout de 5 % de TM dans la composition des parcelles 7, 8, et 9, une distinction des MWD obtenus est observée. La stabilité structurale diminue quand il n'y a pas suffisamment de compost dans la parcelle. *In fine*, dans le cas des parcelles contenant 5 % TM, le pourcentage en compost doit rester supérieur à 20 % pour garder la même stabilité observée pour les parcelles sans TM. Le pourcentage nécessaire de compost augmente systématiquement avec l'ajout du matériel argileux jusqu'à 30 % pour un ajout de 10 % de TM. Ceci signifie que l'ajout du matériel TM fragilise les agrégats dans le cas de l'humectation lente. Cette dernière induit une rupture des agrégats par gonflement différentiel des argiles, similairement à ce qui est observé lors des cycles d'humectation et de dessiccation (Le Bissonais, 1996). Alors que la désagrégation par éclatement (humectation rapide) diminue généralement avec l'augmentation de la teneur en argiles, la désagrégation par gonflement différentiel (humectation lente) augmente, quant à elle avec la teneur en argiles (Chan and Mullins, 1994). Ces mêmes tendances sont observées pour le troisième test de stabilité (désagrégation mécanique). Plus une parcelle est riche en contenu argileux particulièrement réactif, plus son MWD est faible, et ses agrégats sont considérés fragiles. Cependant, l'incorporation de suffisamment de compost dans le mélange contrebalance l'effet déstabilisant des argiles.

La matière organique du sol stabilise les agrégats contre ces mécanismes de désagrégation par deux actions principales : (i) la matière organique augmente la cohésion des agrégats, par l'intermédiaire des polymères organiques liant les particules minérales, ou par l'enchevêtrement physique des particules par des racines fines ou des champignons (Tisdall and Oades, 1982; Chenu and Guérif, 1991; Dorioz *et al.*, 1993); et (ii) la matière organique diminue l'humectation des agrégats, ralentissant la vitesse d'infiltration de l'eau et donc l'ampleur de l'éclatement (Sullivan, 1990; Jouany *et al.*, 1992; Caron *et al.*, 1996; Franzluebbers, 2002; Kong *et al.*, 2005; Cosentino *et al.*, 2006). Une autre raison qui pourrait expliquer la perte en stabilité des agrégats avec la teneur en contenu argileux est la nature du type d'argiles *i.e.* richesse en smectites des TM. La présence des argiles gonflantes augmente le volume d'air emprisonné au sein des agrégats, ce qui favorise à son tour la désagrégation (Lado *et al.*, 2004). Similairement, Wuddivira and Camps-Roach (2006) ont montré que les sols dominés par des argiles smectitiques sont plus sujets à la désagrégation lorsque la teneur en argile augmente. Ekwue and Stone (1994) ont observé que la matière organique joue également un rôle crucial dans l'augmentation de la stabilité des agrégats dans les sols riches en argiles.

Parallèlement, avec les tests de stabilité, une simulation de pluie est effectuée sur les agrégats échantillonnés après sept mois sur le terrain. Les parcelles 6, 9, et 12 contiennent toutes 30 % de compost mature dans leurs compositions, mais varient dans leur contenu argileux et contiennent, respectivement, 0 %, 5 %, et 10 % de TM. Les agrégats de ces trois parcelles ont montré une stabilité structurale similaire selon les tests de stabilité et ont été choisis pour distinguer l'impact du contenu argileux sur leur stabilité avec la simulation de pluie. Les tests de stabilité dévoilent la résistance des agrégats face à des mécanismes de désagrégation distincts et séparés (éclatement, gonflement différentiel et désagrégation mécanique) (Le Bissonais, 1996). Cependant, la simulation de pluie permet la combinaison de ces mécanismes et vérifie la stabilité des agrégats dans des conditions plus proches des conditions de terrain. Les distributions granulométriques obtenues et le diamètre moyen pondéré calculé par la suite ont permis de suivre les dynamiques temporelles de la désagrégation des agrégats après 1, 2, 6, 15, et 30 minutes sous la pluie.

Les agrégats échantillonnés des trois parcelles se comportent similairement sous les précipitations, et peu de variation est observée entre les pas de temps. Leur distribution de taille est principalement supérieure à 1000 μm , indiquant que la plupart des agrégats (1 – 5 mm) restent stables pendant les précipitations. Les parcelles 9 et 12, plus riches en argiles, produisent une fraction < 50 μm supérieure par rapport à la parcelle 6. Elle varie en devenant significativement plus élevée après 30 minutes de pluie pour P9 et après 15 minutes pour P12. Une dynamique temporelle des agrégats est difficile à distinguer, mais le MWD permet de mieux suivre l'évolution des agrégats au cours de la simulation de pluie. Le MWD de la parcelle 6 diminue progressivement tout au long de l'expérience (de $1,87 \pm 0,07$ mm à 1 min jusqu'à $1,59 \pm 0,14$ mm à 30 min), alors que dans P9 le MWD reste statistiquement stable pendant la durée de la pluie ($1,84 \pm 0,13$ mm à 1 min, $1,71 \pm 0,15$ mm à 30 min). Cela pourrait être dû à l'ajout de 5 % de TM qui a encouragé la stabilisation des agrégats et la liaison des particules minérales avec des particules organiques (Tisdall and Oades, 1982; Buyanovsky *et al.*, 1994; Mehra *et al.*, 2018), faisant en sorte que les fractions inférieures à 200 μm restent stables lors des pluies contrairement à ce qui est observé pour la parcelle 6.

Cependant, l'ajout excessif du matériel argileux TM pourrait être néfaste. Pour les agrégats de la parcelle 12, le MWD reste stable pendant les 15 premières minutes de pluie (à environ 1,7 mm), et diminue significativement après 30 min ($1,42 \pm 0,26$ mm). Étant donné que la composition de ces agrégats est plus riche en argiles (10 % TM), il est possible que les agrégats libèrent significativement plus de fractions fines (< 50 μm) par rapport aux autres parcelles. Similairement, Wuddivira *et al.* (2021) ont constaté que les teneurs en argile et en matière organique augmentent toutes deux la stabilité des agrégats, mais que l'effet de la teneur en argile diminue pour des teneurs en argile plus élevées, tandis que l'effet de la MO augmente pour des teneurs en matière organique plus élevées (Chenu *et al.*, 2000; Zaher *et al.*, 2005). De plus, il existe un seuil de teneur en argile nécessaire pour que les sols atteignent une stabilité élevée des agrégats. En dessous de ce seuil, les niveaux élevés de MO ne sont pas efficaces pour fournir la force de cohésion nécessaire pour protéger les agrégats du sol contre les forces perturbatrices. Au-dessus de ce seuil, la minéralogie des argiles et la teneurs en MO ont un impact négligeable sur l'augmentation supplémentaire de la stabilité des agrégats (Wuddivira *et al.*, 2021).

Le **tableau V-3** est une synthèse de l'influence des matériaux parents sur la stabilité structurale des agrégats construits.

Tableau V-3 : influence des matériaux parents sur la stabilité structurale (TEX- terres excavées, TM- boues thermales, AWS- boues de lavages de granulats, GC- argiles vertes, WPS- boue de potabilisation des eaux, VC- lombricompost, CDV- compost de déchets verts, CM).

	Matériaux ajoutés aux TEX		Stabilité sèche	Stabilité humide immédiate	Stabilité humide à court terme (7 mois)	
	M. argileux	M. organique				
À l'échelle du laboratoire	40% TM		Elevée			
	40% AWS	Aucune	Moyenne	< 0,4 mm	Non évaluée	
	40% GC		Moyenne			
	40% WPS		Faible			
	30% TM		Moyenne			
	40% TM	Aucune	Elevée	< 0,4 mm		
	50% TM		Très élevée			
	70% TM		Très élevée			
	40% TM	10% VC 10% CDV	Non évaluée	< 0,4 mm		
	À l'échelle du site pilote		10% CM	Non évaluée		
0% TM		20% CM				0,70 ± 0,3 mm
		30% CM			0,74 ± 0,2 mm	
		10% CM			0,49 ± 0,1 mm	
5% TM		20% CM			< 0,4 mm	0,69 ± 0,1 mm
		30% CM				0,69 ± 0,2 mm
		10% CM				0,50 ± 0,1 mm
10% TM		20% CM				0,56 ± 0,1 mm
		30% CM				0,61 ± 0,2 mm

V.2.2. Facteurs physiques du sol construit

Le Bissonnais (1996) a caractérisé trois mécanismes pour la désagrégation humide des agrégats : (i) l'éclatement, provoqué par une humectation rapide ; (ii) le gonflement différentiel de l'argile, incité par une humectation lente ; et (iii) la désagrégation mécanique par l'impact des gouttes de pluie. L'humectation rapide des agrégats secs provoque généralement leur éclatement dû à une hausse de pression d'air interne dans les agrégats qui dépasse leur capacité de cohésion (Le Bissonnais, 1996), et ceci dépend de la vitesse d'entrée d'eau dans les espaces intérieurs des agrégats par rapport à la vitesse de sortie des bulles d'air (Wallis and Horne, 1992). L'éclatement est principalement contrôlé par la teneur en eau initiale, le gonflement différentiel des argiles et la pression intérieure d'agrégats (Hénin, 1977a, b; Rengasamy and Olsson, 1991; Chenu *et al.*, 2000; Zaher and Caron, 2008). La matière organique, généralement, améliore la stabilité structurale du sol en limitant le gonflement différentiel et en diminuant la pression interne induite par l'entrée rapide dans les agrégats grâce à ses propriétés hydrophobes (Sullivan, 1990; Caron *et al.*, 1996; Franzluebbbers, 2002; Kong *et al.*, 2005; Cosentino *et al.*, 2006). Cependant, cette amélioration est faite graduellement sur plusieurs mois (Angers and Carter, 2001; Bissonnette *et al.*, 2001; Babola *et al.*, 2012), et, dans notre travail, l'ajout de VC dans la composition des mélanges construits

n'a pas eu d'impact immédiat sur leur stabilité. Pour comprendre l'influence éventuelle que la matière organique peut avoir sur la stabilité humide des agrégats construits, l'état physique de ces derniers a été modifié.

Dans l'étude de Hénin (1938), la mouillabilité du sol et la vitesse d'entrée d'eau dans les agrégats ont été modifiées avec une substance hydrophobe pour augmenter la stabilité structurale humide. D'autres études ont également démontré l'importance des propriétés hydrophobes des fractions lipidiques dans la matière organique (Dinel *et al.*, 1991; Capriel *et al.*, 1995), les acides humiques (Martens, 2002) et les champignons endomycorhiziens (Mataix-Solera and Doerr, 2004; Bronick and Lal, 2005) pour améliorer la stabilité structurale du sol. Ce changement d'hydrophobie du sol réduit le taux de mouillage du sol, augmentant ainsi la résistance à l'éclatement causé par le contact avec l'eau (Piccolo and Mbagwu, 1999; Czarnes *et al.*, 2000). Hénin (1977a, b) a notamment mentionné la teneur en eau comme facteur utilisé pour contrôler le processus d'éclatement. Xu *et al.* (2017) ont trouvé que l'augmentation de la teneur en eau initiale diminue le taux de vide au sein des agrégats, rétrécissant ainsi l'espace d'infiltration porale et affaiblissant les effets d'infiltration d'eau. Dans l'ensemble, ils ont considéré que l'augmentation de la teneur en eau initiale renforce la stabilité humide des agrégats. Ainsi pour augmenter la stabilité humide des agrégats construits dans ce travail, leur état physique a été modifié soit en les mettant en contact avec une substance hydrophobe (de l'huile de colza), soit en augmentant leur teneur en eau initiale.

Les propriétés hydrophobes des agrégats mis en contact avec l'huile de colza ralentissent la vitesse d'entrée de l'eau dans les pores des agrégats, permettant aux bulles d'air de sortir graduellement sans provoquer une forte pression interne. Par conséquent, face aux tests de stabilité proposés par Le Bissonnais (1996), le diamètre moyen pondéré des agrégats hydrophobes (1-5 mm) reste supérieur à 2 mm indiquant une stabilité structurale très élevée. Similairement, quand soumis à la simulation de pluie durant 30 minutes, les agrégats hydrophobes gardent leur distribution granulométrique initiale (1-5 mm) et aucune désagrégation n'est observée. En comparaison, l'augmentation de la teneur initiale en eau n'a pas aussi bien protégé les agrégats. Elle n'a pas significativement amélioré la stabilité des agrégats face à l'éclatement par humectation rapide, contrairement à ce qui a été observé par Le Bissonnais (1988) et Truman *et al.* (1990). Ils avaient constaté que l'éclatement des agrégats diminuait avec l'augmentation de la teneur en humidité initiale en raison de la réduction du volume d'air emprisonné dans les pores des agrégats. Cet effet n'a été observé que sur un seul mécanisme de désagrégation : le gonflement différentiel provoqué par l'humectation lente. Si l'humectation rapide est utilisée pour simuler les fortes pluies, l'humectation lente correspond à des pluies faibles (Le Bissonnais, 1996), et est le test de stabilité le moins destructif des trois. Ce qui signifie que la teneur en eau peut néanmoins augmenter la stabilité des agrégats face à une pluie faible.

Les agrégats hydrophobes et humides (1 - 5 mm) ont également subi une simulation de pluie pour tester leur stabilité dans des conditions plus proches des conditions de terrain. Pour les agrégats hydrophobes, leur distribution granulométrique après la simulation de pluie est principalement concentrée dans la fraction > 1000 μm pendant toute la durée de l'expérience signifiant une stabilité structurale très élevée. La granulométrie initiale entre 1 et 5 mm est restée intacte et aucune production de fractions fines n'a été constatée. Contrairement aux agrégats hydrophobes, les agrégats humides se désagrègent précocement lors de la simulation de pluie. Après 1 minute de pluie, la fraction initiale des agrégats entre 1 et 5 mm se désagrège et atteint environ $27,8 \pm 17,8 \%$ et reste stable au long de l'expérience pour atteindre $28,3 \pm 19,10 \%$ après 30 minutes. Cette dynamique temporelle indique que les

agrégats hydrophobes présentent une stabilité structurale très élevée. En revanche, la dynamique de désagrégation est évidente dès le départ pour les agrégats humides instables, et leur comportement général est prédit après 1 minute de pluie.

Ainsi, le traitement hydrophobe donne des résultats très positifs pour la stabilité structurale, mais peut-il être utile dans une application réelle sur le terrain, et est-il même possible de l'utiliser ? Les agrégats hydrophobes restent intacts parce qu'ils bloquent toute entrée d'eau ou d'humidité dans leurs pores, et dans le cas d'une construction de sols pour espaces verts, ceci peut être problématique. Lors de l'expérience de croissance réalisée avec *Lolium perenne* (ray-grass anglais), le semis est pratiqué sur un mélange d'agrégats hydrophobes. Ces agrégats sont élaborés avec 10 % TM, 10 % VC, et 80 % de terres excavées et puis mis en contact avec l'huile de colza pour les rendre hydrophobes. Comme l'hydrophobie diminue et ralentit l'entrée de l'eau dans les agrégats, elle réduit également le taux global d'infiltration d'eau dans le sol. Par conséquent, même si la stabilité humide des agrégats est améliorée, des niveaux minimaux d'hydrophobie peuvent affecter négativement le débit d'eau dans les sols, affectant la croissance et le développement des plantes (Hunt and Gilkes, 1992). Ainsi, les agrégats hydrophobes stables n'ont pas pu soutenir la croissance du ray-grass puisqu'aucune germination de graines n'a eu lieu (**Figure V-5**).

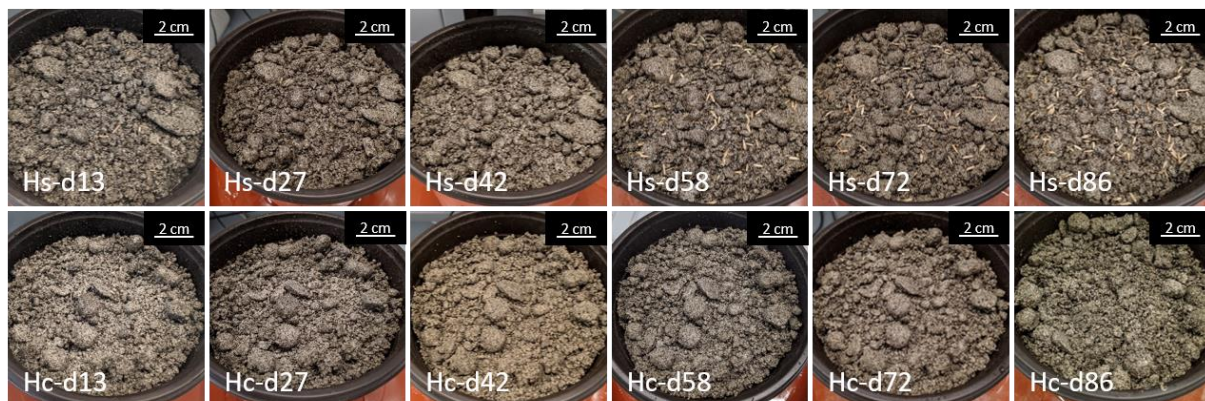


Figure V-5 : : évolution visuelle de la surface des pots à 13, 27, 42, 58, 72 et 86 jours. Hs : mélange hydrophobe semé ; Hc : mélange hydrophobe de contrôle.

Des résultats similaires ont été observés dans les travaux de Osborn et al. (1967) et Osborn (1969) où ils ont établi que l'hydrophobie du sol pouvait sévèrement restreindre la germination des graines de ray-grass. Même si les mélanges granulés hydrophobes contiennent 50 % d'agrégats de 1 à 5 mm dans leur distribution granulométrique et fournissent un contact suffisant entre la surface du sol et les graines, suffisamment d'humidité doit être transférée à travers les agrégats du sol pour atteindre le taux d'imbibition (Collis-George and Melville, 1975). Comme les agrégats hydrophobes étaient incapables de retenir l'humidité, les graines de ray-grass n'ont pas pu franchir la première étape d'imbibition pour pouvoir germer.

Dans le cadre de cette étude, l'huile de colza est utilisée uniquement pour comprendre l'impact des propriétés hydrophobes sur la stabilité des agrégats sur une échelle contrôlée. À l'échelle pilote, même si les agrégats hydrophobes ne sont pas adéquats pour des usages de support de végétation, leur utilisation comme protection de surface des sols construits pourrait être envisageable. Leur incorporation partielle en surface pourrait protéger les agrégats non hydrophobes qui eux seraient appropriés pour la germination de graines.

V.2.3. La distribution de taille des agrégats construits

Les méthodes de construction (manuelle ou avec le disque de boulettage) ont créé des agrégats à distributions de tailles différentes. Les agrégats entre 1 et 5 mm ont permis de fournir un meilleur lit de semence, alors qu'une taille supérieure à 5 mm permet une meilleure résistance à l'érosion (Lyles and Woodruff, 1962; Keller *et al.*, 2007; Obour *et al.*, 2017). Lors de l'expérience de croissance en pots, en absence du couvert végétal (pots témoins), les agrégats en surface supérieurs à 5 mm ont mieux résisté à l'arrosage au cours des 3 mois d'expérience. Ceci ne signifie pas forcément que les agrégats supérieurs à 5 mm sont plus stables que ceux compris entre 1 et 5 mm, puisque généralement, les agrégats deviennent moins stables avec l'augmentation de leur taille (Nimmo and Perkins, 2002). Cela est probablement dû à la différence significative entre la taille des gouttes pendant l'arrosage et la taille des agrégats. Similairement, Le Bissonais (1988) a montré que les agrégats les plus fins sont les plus vulnérables, car le rapport entre l'intensité des précipitations et le volume porale des agrégats est trop grand. L'étude de Legout *et al.* (2005) a permis de constater que la simulation de pluie était destructrice pour les agrégats les plus fins, quelle que soit la stabilité des agrégats du sol. D'après cette étude, ceci est lié à la teneur en argiles ou la teneur en matière organique qui augmente à mesure que la taille des agrégats augmente aussi.

Les sols dominés par des mottes/agrégats de diamètre supérieur à 32 mm (Keller *et al.*, 2007) ou bien supérieurs à 38 mm (Lyles and Woodruff, 1962) sont très favorables pour contrôler l'érosion, mais ont une valeur agronomique moindre en termes de support de végétation (Dexter and Birkas, 2004). En effet, les agrégats de sol grossiers peuvent réduire les zones de contact entre le sol et les graines ou bien le sol et les racines, ce qui à son tour affecte la germination des graines et la croissance des racines. Bien que des fragments de sol plus fins (< 1 mm) puissent fournir un meilleur support végétal (Obour *et al.*, 2017), les lits de semences dominés par des particules trop fines sont facilement érodés, vulnérables à l'encroûtement de surface et ont une mauvaise aération (Farres, 1978; Braunack and Dexter, 1989b). Cela implique qu'un lit de semence idéal ne doit pas être constitué de fragments trop fins ou trop grossiers. Dans la pratique, il y a souvent des exigences contradictoires pour la préparation du lit de semence en termes de tailles de fragments de sol (Braunack and Dexter, 1989a). En effet, ces derniers ont soutenu qu'il existait souvent un compromis entre les conditions de croissance des plantes et les propriétés de traction et de travail du sol. Les lits de semences constitués de fragments de sol à la fois fins et grossiers contribuent à améliorer la rétention d'eau et l'aération, les zones de contact sol-graines et sol-racines, et à réduire la désagrégation des agrégats de sol très fins (Braunack and Dexter, 1989a). Dans ce travail, sur le site-pilote, la distribution de taille des agrégats construits semble suivre ces indications (**Figure V-6**).



Figure V-6 : mélanges granulés construits à l'échelle site-pilote.

V.2.4. La végétation

Dans l'étude de Zhou and Shanguan (2007), l'effet des racines sur la stabilité des agrégats est observé entre la 12^e et la 27^e semaine. En revanche, des études antérieures par Mamo and Bubener (2001a, b), rapportent que la stabilité ne s'améliore qu'après trois mois de croissance d'un peuplement de Luzerne. Dans ce travail de thèse, lors de l'expérience de croissance effectuée en laboratoire, la période de 3 mois était insuffisante pour impacter la stabilité structurale des agrégats. En comparaison avec les agrégats hydrophobes ou ceux dont la teneur en eau a été modifiée (agrégats humides), les agrégats qui n'ont pas subi de prétraitement (humidité, hydrophobicité), mais qui sont passés par l'expérience de croissance ont moins bien résisté aux tests de stabilité. Similairement, lors de la simulation de pluie, le pourcentage massique de la fraction supérieure à 1000 μm pour les agrégats plantés diminue rapidement après 1 minute de pluie, produisant un pourcentage important de fractions plus fines. Cette distribution reste similaire tout au long de l'expérience indiquant que la désagrégation se déroule assez rapidement pour les agrégats humides et qu'ils sont très instables.

En revanche, la végétation a participé à la stabilité des agrégats d'une autre manière. La partie superficielle de la végétation fournit un couvert végétal qui protège les agrégats en surface. En comparant les pots semés et les pots témoins, une distinction nette est observée au cours des 3 mois d'expérience. Les plantes abritent et fixent le sol avec leurs racines (Gyssels *et al.*, 2005; de Baets *et al.*, 2007a, b), et réduisent l'énergie des gouttes de pluie avec leur couverture végétale (Bochet *et al.*, 1998; Durán Zuazo *et al.*, 2008). Dans le cas de cette expérience, les agrégats ont probablement été protégés par la canopée du couvert végétal. Des études similaires soulignent l'importance de la couverture végétale par rapport à la stabilité des agrégats de surface (Mohanty *et al.*, 2012). Elle est importante pour réduire l'érosion, améliorer l'infiltration des eaux et offrir un microclimat favorable (Zhang, 1994).

De plus, pour un aménagement efficace dans les zones agricoles et urbaines, l'encroûtement doit être pris en compte. Il se produit lorsque les particules fines, dispersées par l'impact des gouttes de pluie sur la surface du sol, pénètrent dans les pores du sol et les bloquent (Agassi *et al.*, 1981). Selon Robinson and Phillips (2001), la disposition des sols à former une croûte lorsqu'ils sont exposés aux précipitations est fortement influencée par la couverture végétale et, pour les sols agricoles, le maintien d'une couverture permanente du sol est important dans l'agriculture de conservation (International Institute of Rural Reconstruction, 2005). Le même principe peut être considéré pour les sols construits, surtout en raison de leur fragilité au cours des premières années de leur mise en place (Deeb *et al.*, 2017). Un couvert végétal leur permettra une protection suffisante le temps que la stabilité de leurs agrégats se développe.

Dans ce travail, toutes les parcelles ont été semées pour les essais sur le site-pilote, ne permettant donc pas une distinction de l'influence de la végétation sur la stabilité structurale des agrégats. Cependant, il est très probable que la végétation ait influencé la stabilité au cours des sept mois sur le site. Les parcelles contenant les agrégats avec la meilleure stabilité structurale ont notamment produit les biomasses les plus élevées. Il se peut que la végétation ait interféré, parmi d'autres facteurs, avec la stabilité structurale des agrégats. Deeb *et al.* (2017) ont montré que l'ajout de compost affecte la stabilité des agrégats principalement en présence d'organismes du sol. De plus, l'effet de ces derniers et des plantes est complémentaire et les deux peuvent être utilisés pour améliorer les processus pédogénétiques conduisant à des Technosols fonctionnels construits.

Les essais de croissance de végétation à l'échelle du laboratoire et du site-pilote ont notamment permis de valider la fertilité des matériaux parentaux choisis. La sélection des déchets est fondamentale et doit être menée *a priori* avant la construction des sols afin de s'assurer que ces matériaux conviennent et de prédire plus ou moins la qualité agronomique du mélange final. Bien que les avantages de l'ajout de matières organiques soient largement reconnus, le pourcentage optimal de matière organique ne peut pas être établi en termes généraux pour les sols construits, puisqu'il dépend du type de déchets organiques, de la matrice du sol et des espèces végétales sélectionnées pour le site (Fabbri *et al.*, 2021).

Conclusion générale et perspectives

Conclusion générale et perspectives

Le sol naturel est un système complexe, en constante évolution, et la reproduction de son fonctionnement nécessite une formulation adéquate pour correspondre à la composition du type de sol souhaité. Ces travaux de thèse visent à obtenir une formulation appropriée similaire à la composition des sols fertiles naturels pour le support de la végétation dans les espaces verts. Pour cela, des matériaux à caractère structurant, inorganiques et organiques ont été testés dans diverses proportions pour encourager l'agrégation pendant la construction de sols, compte tenu de l'importance des agrégats pour la fertilité physique des sols.

La recherche bibliographique menée a permis de mieux comprendre les enjeux d'urbanisation, le besoin d'espaces verts, et comment les Technosols construits sont une solution durable pour remplacer les sols naturels décapés et prôner une économie circulaire par le recyclage des déchets. Cette recherche bibliographique a également mis en lumière le manque de connaissances actuelles sur les techniques et méthodes de construction des Technosols favorisant une agrégation rapide pour protéger plus longtemps la matière organique dans les sols. Cela a amené *la première hypothèse* proposée dans ce travail :

Hypothèse 1 : il est possible d'accélérer le processus d'agrégation à travers la sélection de matériaux parents appropriés et l'optimisation du procédé de construction à l'échelle de laboratoire.

L'amélioration de l'agrégation a un impact sur le comportement des jeunes Technosols pendant les premiers stades de leur mise en place. Les mélanges effectués à partir de déchets ont besoin de temps pour former une structure stable ; ainsi, ils présentent des risques d'érosion, de ruissellement et de compactage dans leurs premières phases de développement. Étant donné que les agrégats sont l'unité de base de la structure du sol, la construction de Technosols déjà riches en agrégats lors de leur mise en place, peut améliorer leur résistance face aux périls rencontrés en conditions naturelles.

Pour vérifier cette hypothèse, des mélanges inorganiques ont d'abord été créés avec une seule variable constituée par un matériau riche en argiles. Ce dernier est combiné sous diverses formes et proportions à un matériau de base constant (terres excavées) pour distinguer l'impact des matériaux argileux sur la production et la stabilité des agrégats dans des conditions de laboratoire contrôlées. La minéralogie des argiles et leurs pourcentages dans les mélanges construits influencent principalement la production d'agrégats entre 1 et 3 mm. Deux matériaux particulièrement riches en argiles réactives (TM, AWS) ont significativement encouragé l'agrégation. TM a une texture d'argile lourde, tandis que l'AWS est un matériau de limono-argileux, et leur différence de texture a principalement influencé la stabilité structurale des agrégats construits à sec.

La stabilité structurale sèche est également influencée par le pourcentage de matériel argileux incorporé, puisqu'une augmentation systématique de la stabilité des agrégats secs et de l'agrégation est observée avec l'augmentation du pourcentage de TM dans le mélange. Cependant, un équilibre doit être atteint lors de la construction pour assurer une viabilité biologique par rapport à la faune et flore du sol. Les sols très argileux ont tendance à se gorger d'eau et à se compacter, ce qui rend difficile pour les plantes naissantes d'établir leur système racinaire et pour la faune du sol de prospérer.

Pour étudier l'effet de la matière organique sur le processus d'agrégation, celle-ci est incorporée sous forme de compost dans le mélange du matériau inorganique de base « terres

excavées » et le matériau inorganique argileux (TM). L'ajout du lombricompost (compost mature) influence principalement les agrégats supérieurs à 3 mm, favorisant l'assemblage d'agrégats plus petits (1 - 3 mm) en agrégats plus grands, tandis que le compost de déchets verts (composé de matière organique fraîche) a un faible impact sur la production d'agrégats. L'influence sur l'agrégation est probablement due à la texture spongieuse du lombricompost qui a facilité la production d'agrégats.

Dans ces travaux, trois catégories de déchets solides ont été nécessaires pour construire une terre à placer en horizon de croissance pour les Technosols construits. Ces déchets solides se distinguent en un matériau de base, un matériau de structure, et en plus de ces matériaux minéraux, un matériau organique, ajouté pour améliorer la fertilité physique et chimique de ces terres construites. Outre les déchets mentionnés dans ces travaux, d'autres peuvent être utilisés pour remplir les catégories mentionnées (**Figure 3**).

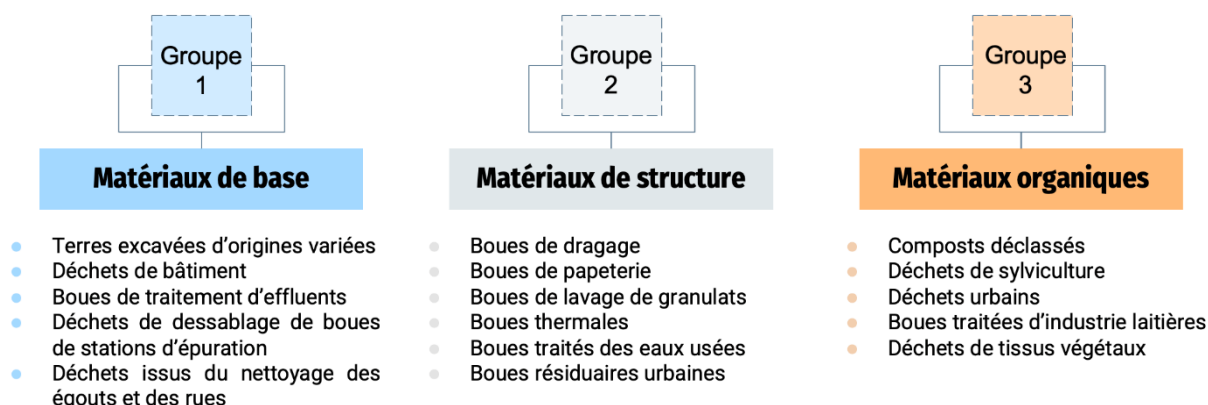


Figure 3 : exemples de matériaux déchets qui peuvent être utilisés comme matériaux de base, de structure et de nature organique

Les principales propriétés des matériaux de base sont généralement des valeurs de pH élevées et une distribution granulométrique limoneuse à sableuse (une distribution granulométrique limoneuse est à privilégier pour une meilleure texture). Les matériaux structuraux présentent une capacité d'échange cationique variable, un potentiel d'agrégation et, lorsqu'ils sont ajoutés au matériau de base, peuvent mieux structurer la terre construite. Pour les matériaux organiques, des concentrations élevées de carbone organique et d'azote total sont attendues, ainsi qu'une capacité d'échange cationique élevée.

La façon de mélanger les déchets influence aussi le processus d'agrégation. Deux méthodes de construction différentes sont testées pour favoriser l'agrégation lors de la construction du sol. La méthode manuelle produit de grandes quantités d'agrégats supérieurs à 5 mm (plus de 50 %), mais environ 20 % des matériaux restent non agrégés (< 0,5 mm). En revanche, le mouvement de rotation du disque bouletteur qui permet un mélange uniforme des déchets, ne laisse que 4 % des matériaux non agrégés et produit significativement plus d'agrégats entre 1 et 5 mm formant un meilleur lit de semence permettant une meilleure germination. Ces résultats valident le potentiel d'agrégation de la méthode de construction par boulettage et son principe de fonctionnement.

Cependant, le processus de construction et les matériaux parents n'ont aucun impact immédiat sur la stabilité des agrégats à l'état humide, indiquant que même si la production des agrégats était optimisée immédiatement avec l'ajout du contenu argileux et de la matière organique, leur stabilité nécessiterait du temps pour s'établir. La faible stabilité humide obtenue lors de la construction était principalement liée aux aspects physiques des agrégats (pression interne,

taux d'humidité). Ils sont modifiés par une série d'expériences afin de mieux comprendre leur comportement face aux mécanismes de désagrégation, ce qui a conduit à la deuxième hypothèse.

Hypothèse 2 : la modification des aspects physiques des agrégats construits permettra une amélioration immédiate de la stabilité structurale humide.

Les aspects physiques des agrégats sont modifiés soit en augmentant l'humidité dans leurs espaces porales, soit en diminuant l'entrée globale d'eau par hydrophobicité. Ces procédés agissent principalement sur la réduction de la pression interne des agrégats face à l'humectation. La modification de l'humidité a un impact positif sur la stabilité humide lors de l'humectation lente, et le traitement d'hydrophobicité entraîne une amélioration globale de la stabilité des agrégats. Le traitement d'hydrophobicité a permis de comprendre le comportement des agrégats dans des conditions d'humectation rapide et de souligner l'importance des composants hydrophobes de la matière organique (les acides humiques, les fractions aliphatiques ou les débris de litière végétale).

Le processus de construction qui accélère l'agrégation et la modification des aspects physiques des agrégats améliore leur stabilité structurale humide, ce qui peut raccourcir la période d'adaptation nécessaire aux sols construits pour gagner en stabilité dans les conditions de terrain. Pour une étude à l'échelle d'un site-pilote, des substances hydrophobes adéquates pourraient être sélectionnées pour limiter la désagrégation. Cependant, l'hydrophobicité peut être préjudiciables au développement des plantes, de sorte qu'un dosage adéquat doit être mis en œuvre, ou alors des agrégats hydrophobes peuvent être partiellement incorporés pour protéger de l'érosion de surface. Le reste de la surface peut être recouvert d'agrégats non hydrophobes pour permettre la germination. Une autre solution possible peut être l'incorporation des graines dans le processus de construction. Comme établi précédemment, le disque bouletteur permet la formation d'agrégats grâce à son mouvement de rotation. Si les graines sont incorporées pendant la construction, elles peuvent être contenues dans les agrégats non hydrophobes pour assurer une teneur en humidité suffisante pendant les premiers stades de la germination (**Figure 4**).

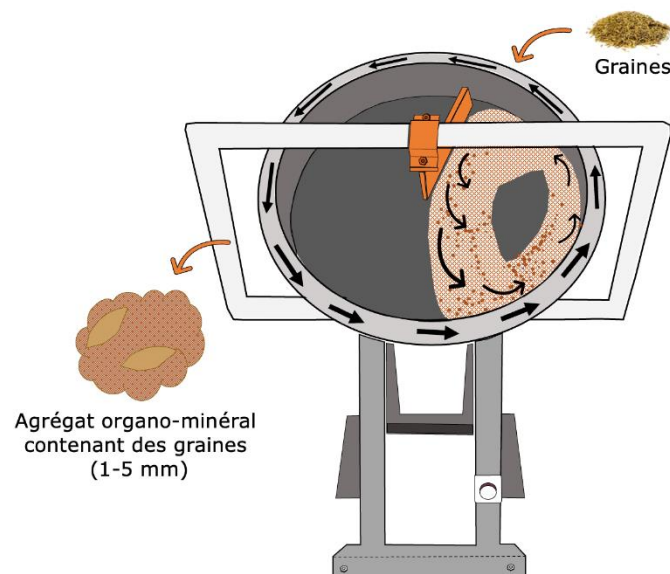


Figure 4 : incorporation des graines dans le processus de construction d'horizon de croissance

Les altérations physiques permettent une amélioration immédiate de la stabilité humide, mais d'autres processus naturels du sol peuvent améliorer la stabilité sur un plus long terme (ex. les cycles d'humectation-dessiccation, les systèmes racinaires des plantes et les organismes/micro-organismes actifs). Ces premières hypothèses se concentrent principalement sur des résultats immédiats de production et stabilisation d'agrégats pour optimiser au mieux les conditions initiales des sols construits. Les hypothèses suivantes se focalisent sur l'évolution de l'agrégation et la stabilité avec le temps en fonction des matériaux parents et de la végétation.

Hypothèse 3 : la croissance de la végétation influence positivement le processus d'agrégation dans les sols construits.

Les racines des plantes jouent également un rôle dans la formation d'agrégats en sécrétant des exsudats racinaires qui aident à lier le sol près de la zone racinaire. Dans ce travail, une expérience en pot à l'échelle du laboratoire a permis d'observer la distribution de la taille des agrégats avant et après trois mois de croissance de la végétation. Les racines de la végétation ont influencé la formation d'agrégats en liant les agrégats précédemment construits (1 - 5 mm) en agrégats supérieurs à 5 mm, et sa couverture végétale a protégé les agrégats de surface de la désagrégation, évitant ainsi une réduction de la taille des agrégats.

Comme mentionné précédemment, les sols construits présentent généralement une certaine fragilité lors de leur première mise en place sur le terrain. Leur structure a besoin de temps et de divers processus pour gagner en stabilité, et l'érosion et la désagrégation des agrégats est attendue au début de leur formation. Pour cette raison, végétaliser les sols construits peut être très bénéfique étant donné que les racines peuvent favoriser l'agrégation et la stabilité, tandis que la couverture végétale peut protéger la surface du sol, lui donnant suffisamment de temps pour améliorer sa stabilité.

À l'échelle du laboratoire, l'expérience en pot n'a pas amélioré la stabilité des agrégats après trois mois. Par conséquent, cette période est jugée suffisante pour influencer la production globale d'agrégats, mais pas leur stabilité. Cependant, ces résultats soulignent l'importance de la présence de végétation, qui a donc été prise en considération lors de la mise en place de l'expérimentation à l'échelle du terrain. Cette dernière vise à suivre l'influence des matériaux parents sur la stabilité des agrégats dans le temps en créant des mélanges dont les teneurs en argiles et en matière organique varient. Ceci nous amène à *la quatrième hypothèse* :

Hypothèse 4 : la teneur en argiles réactives améliore la stabilité des agrégats et protège la matière organique plus longtemps au sein des agrégats, prolongeant ainsi la fertilité des sols construits et réduisant le besoin d'ajouts réguliers de compost.

Alors que la teneur en argiles réactives s'est avérée encourager l'agrégation et améliorer la stabilité à sec immédiatement après la construction, elle a très peu contribué à la stabilité des agrégats humides. Cette dernière pourrait être améliorée en modifiant des aspects physiques ; cependant, l'ajout de composés hydrophobes dans le sol nécessite des recherches supplémentaires pour déterminer si elle pourrait avoir un impact environnemental polluant négatif avec le temps. Néanmoins, l'amélioration de la stabilité peut ne pas être immédiate après la construction ; elle peut se faire progressivement par les processus naturels une fois les sols mis en place.

Pour étudier l'évolution de la stabilité des agrégats humides en fonction de la teneur en argiles et en matière organique, différents mélanges de sols sont construits avec des compositions variables en TM et en compost et leur stabilité humide est examinée au début de l'expérience

et sept mois plus tard. La teneur en argiles des TM peut être bénéfique pour stabiliser les microagrégats (< 250 µm), mais uniquement lorsqu'un pourcentage suffisant de compost est ajouté au mélange. En effet, la teneur en argiles réactives rend les agrégats plus fragiles à la désagrégation. Cependant, lorsqu'une quantité suffisante de compost est incorporée, les agrégats issus de mélanges contenant 5 % de TM se sont révélés avoir une meilleure stabilité que les mélanges sans ajout de TM. Cela indique que les argiles réactives peuvent être bénéfiques pour la stabilité des agrégats dans le temps, mais uniquement lorsqu'elles sont utilisées dans des proportions adéquates et en association avec une quantité suffisante de compost.

L'amélioration de la stabilité des agrégats avec le temps est également un indicateur positif de la viabilité biologique et de la fertilité de ces sols construits. Ceci est encore confirmé par la production de biomasse, principalement corrélée au pourcentage de compost ajouté. Les matériaux parentaux sélectionnés se sont avérés avoir un fort potentiel d'agrégation et ont fourni un support aux plantes, remplissant leur rôle autant qu'un sol fertile.

Pour conclure, ces travaux ont proposé différentes approches, à l'échelle du laboratoire et à l'échelle d'un site-pilote, pour assurer et encourager l'agrégation lors du processus de construction de Technosols. Ces nouvelles possibilités permettent d'offrir une protection supplémentaire et une stabilité accrue à ces sols lors de leurs phases initiales d'élaboration. Un suivi temporel de plus longue durée n'a pas pu être réalisé en raison des retards causés par la pandémie covid 19. Cependant, le site pilote de Drambon continuera à être suivi et permettra de réaliser une étude de l'évolution des sols construits sur plusieurs années.

Références

A

Abdel-Shafy, H.I., Mansour, M.S.M., 2016. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum* 25, 107–123. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>

Abiven, S., Menasseri, S., Chenu, C., 2009. The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.015>

Abiven, S., Menasseri-Aubry, S., Angers, D., Leterme, P., 2007. Dynamics of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials. *European Journal of Soil Science* 58, 239–247. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00833.x>

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>

Adugna, G., 2018. A review on impact of compost on soil properties, water use and crop productivity. *Agricultural Science Research Journal* Vol. 4(3), 93–104. <https://doi.org/10.14662/ARJASR2016.010>

AFES - Association française pour l'étude du sol, 2008. *Référentiel pédologique*, 1st edition. ed, Savoir faire. Éditions Quae.

Agassi, M., Shainberg, I., Morin, J., 1981. Effect of electrolyte concentration and soil sodicity on infiltration rate and crust formation [Soil erosion]. *Soil Science Society of America journal (USA)*.

Aggelides, S.M., Londra, P.A., 2000. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. *Bioresource Technology* 71, 253–259. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00074-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00074-7)

Aksakal, E.L., Sari, S., Angin, I., 2016. Effects of Vermicompost Application on Soil Aggregation and Certain Physical Properties. *Land Degradation & Development* 27, 983–995. <https://doi.org/10.1002/ldr.2350>

Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F., 2001. Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology* 76, 125–129. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00090-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00090-0)

Alizadehtazi, B., Gurian, P.L., Montalto, F.A., 2020. Observed variability in soil moisture in engineered urban green infrastructure systems and linkages to ecosystem services. *Journal of Hydrology* 590, 125381. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125381>

Alonso, F., Miralles De Imperial, R., Martín, J.V., Rodríguez, C., Delgado, M. del M., 2012. Response of chrysanthemum plant to addition of broiler manure as a substitute for commercial substrate. *Revista internacional de contaminación ambiental* 28, 259–263.

Alperovitch, N., Shainberg, I., Rhoades, J.D., 1986. Effect of mineral weathering on the response of sodic soils to exchangeable magnesium. *Soil Science Society of America journal (USA)*.



Amaral Filho, J.R., Firpo, B.A., Broadhurst, J.L., Harrison, S.T.L., 2020. On the feasibility of South African coal waste for production of 'FabSoil', a Technosol. *Minerals Engineering* 146, 106059. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2019.106059>

Amézketa, E., 1999. Soil Aggregate Stability: A Review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14, 83–151. https://doi.org/10.1300/J064v14n02_08

Amézketa, E., Aragüés, R., 1995a. Flocculation-dispersion behaviour of arid-zone soil clays as affected by electrolyte concentration and composition. *Investigacion Agraria: Produccion y Proteccion Vegetal* 10, 101–112.

Amézketa, E., Aragüés, R., 1995b. Hydraulic conductivity, dispersion and osmotic explosion in arid-zone soils leached with electrolyte solutions. *Soil Science* 159, 287–293.

Amézketa, E., Singer, M.J., Le Bissonnais, Y., 1996. Testing a new procedure for measuring water-stable aggregation. *Soil Science Society of America (USA)*.

Amézketa, E., Singer, M.J., Scow, K., 1995. Stabilization of artificial aggregates through the growth of bacteria and their production of polysaccharides. *Agronomy Abstracts* 289–290.

Ampim, P., Sloan, J., Cabrera, R., Harp, D., Jaber, F., 2010. Green roof growing media: Types, ingredients, composition and properties. *Journal of Environmental Horticulture* 28, 244–252. <https://doi.org/10.24266/0738-2898-28.4.244>

Angers, D., Carter, M.R., 2020. Aggregation and Organic Matter Storage in Cool, Humid Agricultural Soils. pp. 193–211. <https://doi.org/10.1201/9781003075561-9>

Angers, D., Edwards, L., Sanderson, J., Bissonnette, N., 1999. Soil organic matter quality and aggregate stability under eight potato cropping sequences in a fine sandy loam of Prince Edward Island. <https://doi.org/10.4141/S98-033>

Annabi, M., Houot, S., Francou, C., Poitrenaud, M., Bissonnais, Y.L., 2007. Soil Aggregate Stability Improvement with Urban Composts of Different Maturities. *Soil Science Society of America Journal* 71, 413–423. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0161>

Annabi, M., Le Bissonnais, Y., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S., 2011. Improvement of soil aggregate stability by repeated applications of organic amendments to a cultivated silty loam soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 144, 382–389. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.07.005>

Antoni, V., Arrouays, D., Bispo, A., Brossard, M., Bas, C.L., Stengel, P., Villanneau, E., Baize, D., Barriuso, E., Blanca, Y., Boulonne, L., Briand, O., Cabidoche, Y.-M., Caria, G., Chéry, P., Cluzeau, D., Cousin, I., Couturier, A., Decaëns, T., Denoroy, P., Dequiedt, S., Derrière, N., Desbourdes, S., Dupuits, E., Fardeau, J.-C., Feix, I., Gabrielle, B., Gibaud, C., Guernion, M., Hartmann, A., Hénault, C., Jamagne, M., Jolivet, C., Laroche, B., Martret, H.L., Lehmann, S., Lemercier, B., Lucas, S., Malet, J.-P., Martin, M., Massad, R.S., Miskovsky, J.-C., Moulin, J., Morard, V., Nazaret, S., Pasquier, C., Peres, G., Perrin, J.-L., Perrin, P., Ranjard, L., Richard, G., Forges, A.R. de, Roger-Estrade, J., Saby, N., Sauter, J., Schnebelen, N., Vibert, M.-A., Walter, C., 2013. The state of the soils in France in 2011 - A synthesis. *Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols*.

Armar-Klemesu, M., Bakker, N., Dubbeling, M., Gündel, S., Sabel-Koschella, U., Zeeuw, H.D., 2000. Urban agriculture and food security, nutrition and health. undefined.



Arocena, M., van Mourik, M., Cano, F., 2012. Granular soil structure indicates reclamation of degraded to productive soils: A case study in southeast Spain. *Canadian Journal of Soil Science*. <https://doi.org/10.4141/cjss2011-017>

Arora, H.S., Coleman, N.T., 1979. THE INFLUENCE OF ELECTROLYTE CONCENTRATION ON FLOCCULATION OF CLAY SUSPENSIONS. *Soil Science* 127, 134–139.

Arshad, M.A., Coen, G.M., 1992. Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria. *American Journal of Alternative Agriculture* 7, 25–31. <https://doi.org/10.1017/S0889189300004410>

Ashley, R., Evans, T., 2011. Surface water management and urban green infrastructure: a review of potential benefits and UK and international practices. undefined.

B

Babola, O.A., Adesodun, J.K., Olasantan, F.O., Adekunle, A.F., 2012. Responses of Some Soil Biological, Chemical and Physical Properties to Short-term Compost Amendment. *International Journal of Soil Science* 28–38. <https://doi.org/10.3923/ijss.2012.28.38>

Badin, A.-L., Méderel, G., Béchet, B., Borschneck, D., Delolme, C., 2009. Study of the aggregation of the surface layer of Technosols from stormwater infiltration basins using grain size analyses with laser diffractometry. *Geoderma* 153, 163–171. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.07.022>

Baer, S.G., Meyer, C.K., Bach, E.M., Klopff, R.P., Six, J., 2010. Contrasting ecosystem recovery on two soil textures: implications for carbon mitigation and grassland conservation. *Ecosphere* 1, art5. <https://doi.org/10.1890/ES10-00004.1>

Baize, D., 2014. Les Anthrosols selon le Référentiel pédologique 2008 8.

Baldock, J., 2002. Interactions of organic materials and microorganisms with minerals in the stabilization of soil structure.

Baldock, J.A., Oades, J.M., Vassallo, A.M., Wilson, M.A., 1990. Solid-state CP-MAS ¹³C NMR analysis of bacterial and fungal cultures isolated from a soil incubated with glucose. *Australian Journal of Soil Research (Australia)*.

Ball, B.C., Watson, C.A., Baddeley, J.A., 2007. Soil physical fertility, soil structure and rooting conditions after ploughing organically managed grass/clover swards. *Soil Use and Management* 23, 20–27. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00059.x>

Barredo, O., Vilela, J., Garbisu, C., Besga, G., Alkorta, I., Epelde, L., 2020. Technosols made from urban and industrial wastes are a good option for the reclamation of abandoned city plots. *Geoderma* 377, 114563. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114563>

Bartens, J., Day, S.D., Harris, J.R., Dove, J.E., Wynn, T.M., 2008. Can Urban Tree Roots Improve Infiltration through Compacted Subsoils for Stormwater Management? *Journal of Environmental Quality* 37, 2048–2057. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0117>

Barthel, S., Colding, J., Elmqvist, T., Folke, C., 2005. History and local management of a biodiversity-rich, urban cultural landscape. <https://doi.org/10.5751/ES-01568-100210>

Barthel, S., Isendahl, C., 2013. Urban gardens, agriculture, and water management: Sources of resilience for long-term food security in cities. *Ecological Economics, Sustainable Urbanisation: A resilient future* 86, 224–234. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.06.018>



- Barthel, S., Parker, J., Ernstson, H., 2015. Food and Green Space in Cities: A Resilience Lens on Gardens and Urban Environmental Movements. *Urban Studies* 52, 1321–1338. <https://doi.org/10.1177/0042098012472744>
- Barto, E.K., Alt, F., Oelmann, Y., Wilcke, W., Rillig, M.C., 2010. Contributions of biotic and abiotic factors to soil aggregation across a land use gradient. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 2316–2324. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.008>
- Bartoli, F., Philipp, R., Burtin, G., 1988. Aggregation in soils with small amounts of swelling clays. I. Aggregate stability. *Journal of Soil Science* 39, 593–616. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1988.tb01243.x>
- Barzegar, A., Oades, J., Rengasamy, P., Giles, L., 1994. Effect of sodicity and salinity on disaggregation and tensile strength of an Alfisol under different cropping systems. *Soil and Tillage Research* 32, 329–345. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(94\)00421-A](https://doi.org/10.1016/0167-1987(94)00421-A)
- Barzegar, A.R., Oades, J.M., Rengasamy, P., 1996. Soil Structure Degradation and Mellowing of Compacted Soils by Saline-Sodic Solutions. *Soil Science Society of America Journal* 60, 583–588. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000020035x>
- Basta, N.T., Busalacchi, D.M., Hundal, L.S., Kumar, K., Dick, R.P., Lanno, R.P., Carlson, J., Cox, A.E., Granato, T.C., 2016. Restoring Ecosystem Function in Degraded Urban Soil Using Biosolids, Biosolids Blend, and Compost. *Journal of Environmental Quality* 45, 74–83. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.01.0009>
- Bastida, F., Kandeler, E., Moreno, J.L., Ros, M., García, C., Hernández, T., 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Applied Soil Ecology* 40, 318–329. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.05.007>
- Beare, M.H., Hendrix, P.F., Cabrera, M.L., Coleman, D.C., 1994. Aggregate-Protected and Unprotected Organic Matter Pools in Conventional- and No-Tillage Soils. *Soil Science Society of America Journal* 58, 787–795. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800030021x>
- Bell, F.G., Culshaw, M.G., 2001. Problems soils: a review from a British Perspective, in: *Problematic Soils, Conference Proceedings*. Thomas Telford Publishing, pp. 1–35. <https://doi.org/10.1680/ps.30435.0001>
- Ben-Hur, M., Shainberg, I., Bakker, D., Keren, R., 1985. Effect of soil texture and CaCO₃ content on water infiltration in crusted soil as related to water salinity. *Irrig Sci* 6, 281–294. <https://doi.org/10.1007/BF00262473>
- Bissonnette, N., Angers, D., Simard, R., Lafond, J., 2001. Interactive effects of management practices on water-stable aggregation and organic matter of a Humic Gleysol. *Canadian Journal of Soil Science* 81, 545–551. <https://doi.org/10.4141/S00-078>
- Blackman, J.D., 1992. Seasonal variation in the aggregate stability of downland soils. *Soil Use and Management* 8, 142–150. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1992.tb00912.x>
- Blanchart, A., Séré, G., Johan, J., Gilles, W., Stas, M., Consalès Jean, N., Morel Jean, L., Schwartz, C., 2018. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils. *Landscape and Urban Planning* 176, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.019>



- Blevins, R.L., Frye, W.W., 1993. Conservation Tillage: An Ecological Approach to Soil Management, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 33–78. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60590-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60590-8)
- Blouin, M., Hodson, M.E., Delgado, E.A., Baker, G., Brussaard, L., Butt, K.R., Dai, J., Dendooven, L., Peres, G., Tondoh, J.E., Cluzeau, D., Brun, J.-J., 2013. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. *European Journal of Soil Science* 64, 161–182. <https://doi.org/10.1111/ejss.12025>
- Blum, W.E.H., 1995. Soil Protection Concept of the Council of Europe, in: Zehnder, A.J.B. (Ed.), *Soil and Groundwater Pollution: Fundamentals, Risk Assessment and Legislation*, Soil & Environment. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 72–73. https://doi.org/10.1007/978-94-015-8587-3_17
- Bochet, E., Rubio, J.L., Poesen, J., 1998. Relative efficiency of three representative matorral species in reducing water erosion at the microscale in a semi-arid climate (Valencia, Spain). <https://doi.org/10.13039/501100000780>
- Boldrin, A., Andersen, J.K., Møller, J., Christensen, T.H., Favoino, E., 2009. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Manag Res* 27, 800–812. <https://doi.org/10.1177/0734242X09345275>
- Bolund, P., Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29, 293–301.
- Borchardt, G., 1977. Montmorillonite and other smectite minerals. pp. 293–330. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1292.2966>
- Bot, A., Benites, J., 2005. The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food and production, *FAO soils bulletin*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Bottinelli, N., Jouquet, P., Capowiez, Y., Podwojewski, P., Grimaldi, M., Peng, X., 2015. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? *Soil and Tillage Research, Soil Structure and its Functions in Ecosystems: Phase matter & Scale matter* 146, 118–124. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.01.007>
- Bouma, J., 2014. Soil science contributions towards Sustainable Development Goals and their implementation: Linking soil functions with ecosystem services. *Journal of Soil Fertility and Soil Science* 177, 111–120. <https://doi.org/10.1002/jpln.201300646>
- Bradford, J.M., Huang, C., 1992. Mechanisms of crust formation: physical components. *Soil Crusting: Chemical and Physical Processes*, Lewis Publishing, Ann Arbor, Mich 55–72.
- Bradley, R.I., Milne, R., Bell, J., Lilly, A., Jordan, C., Higgins, A., 2005. A soil carbon and land use database for the United Kingdom. *Soil Use and Management* 21, 363–369. <https://doi.org/10.1079/SUM2005351>
- Brady, N.C., Weil, R.R., 2017. *The nature and properties of soils*.
- Brändli, R.C., Bucheli, T.D., Kupper, T., Furrer, R., Stahel, W.A., Stadelmann, F.X., Tarradellas, J., 2007. Organic pollutants in compost and digestate. *J. Environ. Monit.* 9, 456–464. <https://doi.org/10.1039/B617101J>



Brandon, D.L., Price, R.A., 2007. Summary of Available Guidance and Best Practices for Determining Suitability of Dredged Material for Beneficial Uses. ENGINEER RESEARCH AND DEVELOPMENT CENTER VICKSBURG MS ENVIRONMENTAL LAB.

Braunack, M.V., Dexter, A.R., 1989a. Soil aggregation in the seedbed: a review II. Effect of aggregate sizes on plant growth. *Soil and Tillage Research* 14, 281–298. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(89\)90014-7](https://doi.org/10.1016/0167-1987(89)90014-7)

Braunack, M.V., Dexter, A.R., 1989b. Soil aggregation in the seedbed: A review. I. Properties of aggregates and beds of aggregates. *Soil and Tillage Research* 14, 259–279. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(89\)90013-5](https://doi.org/10.1016/0167-1987(89)90013-5)

Bronick, C.J., Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124, 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>

Brown, L.R., 2003. *Eco-economy: Building an Economy for the Earth*. Earthscan.

Brubaker, S.C., Holzhey, C.S., Brasher, B.R., 1992. Estimating the Water-Dispersible Clay Content of Soils. *Soil Science Society of America Journal* 56, 1226–1232. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600040036x>

Bruce, R.R., Langdale, G.W., West, L.T., Miller, W.P., 1992. Soil Surface Modification by Biomass Inputs Affecting Rainfall Infiltration. *Soil Science Society of America Journal* 56, 1614–1620. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600050046x>

Büks, F., Rebensburg, P., Lentzsch, P., Kaupenjohann, M., 2016. Relation of aggregate stability and microbial diversity in an incubated sandy soil. *SOIL Discussions* 1–29. <https://doi.org/10.5194/soil-2016-14>

Bullock, M.S., Nelson, S.D., Kemper, W.D., 1988. Soil Cohesion as Affected by Freezing, Water Content, Time and Tillage. *Soil Science Society of America Journal* 52, 770–776. <https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200030031x>

Buol, S., 2003. *Soil Genesis and Classification*, 5th edition. ed. Iowa State University Press, Ames.

Burghardt, W., 1994. Soils in urban and industrial environments. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 157, 205–214. <https://doi.org/10.1002/jpln.19941570308>

Burley, B.A., 2018. Green infrastructure and violence: Do new street trees mitigate violent crime? *Health & Place* 54, 43–49. <https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2018.08.015>

Burt, R., Wilson, M.A., Kanyanda, C.W., Spurway, J.K.R., Metzler, J.D., 2001. Properties and effects of management on selected granitic soils in Zimbabwe. *Geoderma* 101, 119–141. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(00\)00100-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(00)00100-2)

Buyanovsky, G.A., Aslam, M., Wagner, G.H., 1994. Carbon Turnover in Soil Physical Fractions. *Soil Science Society of America Journal* 58, 1167–1173. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800040023x>

C

Cambardella, C.A., Elliott, E.T., 1993. Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma, International Workshop on Methods of Research on Soil Structure/Soil Biota Interrelationships* 56, 449–457. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90126-6](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90126-6)



- Cameron, R.W.F., Blanuša, T., Taylor, J.E., Salisbury, A., Halstead, A.J., Henricot, B., Thompson, K., 2012. The domestic garden – Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry & Urban Greening* 11, 129–137. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.01.002>
- Campbell, C.A., Curtin, D., Moulin, A.P., Townley-Smith, L., Lafond, G.P., 1993a. Soil aggregation as influenced by cultural practices in Saskatchewan: I. Black Chernozemic soils. *Can. J. Soil. Sci.* 73, 579–595. <https://doi.org/10.4141/cjss93-057>
- Campbell, C.A., Curtin, D., Zentner, R.P., Brandt, S., 1993b. Soil aggregation as influenced by cultural practices in Saskatchewan: II. Brown and Dark Brown Chernozemic soils. *Can. J. Soil. Sci.* 73, 597–612. <https://doi.org/10.4141/cjss93-058>
- Cannavo, P., Guénon, R., Galopin, G., Vidal-Beaudet, L., 2018. Technosols made with various urban wastes showed contrasted performance for tree development during a 3-year experiment. *Environ Earth Sci* 77, 650. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7848-x>
- Capriel, P., Beck, T., Borchert, H., Gronholz, J., Zachmann, G., 1995. Hydrophobicity of the organic matter in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 1453–1458. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00068-P](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00068-P)
- Caravaca, F., Figueroa, D., Alguacil, M.M., Roldán, A., 2003. Application of composted urban residue enhanced the performance of afforested shrub species in a degraded semiarid land. *Bioresour Technol* 90, 65–70. [https://doi.org/10.1016/s0960-8524\(03\)00087-7](https://doi.org/10.1016/s0960-8524(03)00087-7)
- Caravaca, F., Lax, A., Albaladejo, J., 2004. Aggregate stability and carbon characteristics of particle-size fractions in cultivated and forested soils of semiarid Spain. *Soil and Tillage Research* 78, 83–90. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.02.010>
- Caron, J., Espindola, C.R., Angers, D.A., 1996. Soil structural stability during rapid wetting: influence of land use on some aggregate properties. *Soil Science Society of America (USA)*.
- Carter, M.R., Stewart, B.A., 1996. *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Boca Raton, FL (USA) CRC Press/Lewis Pub.
- Cascone, S., 2019. Green Roof Design: State of the Art on Technology and Materials. *Sustainability* 11, 3020. <https://doi.org/10.3390/su11113020>
- Castiglioni, M., Sasal, M., Wilson, M., Oszust, J., 2018. Seasonal variation of soil aggregate stability, porosity and infiltration during a crop sequence under no tillage. *REVISTA TERRA LATINOAMERICANA* 36. <https://doi.org/10.28940/terra.v36i3.333>
- Chan, K. y., Mullins, C. e., 1994. Slaking characteristics of some Australian and British soils. *European Journal of Soil Science* 45, 273–283. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1994.tb00510.x>
- Chaney, K., Swift, R. s., 1984. The influence of organic matter on aggregate stability in some British soils. *Journal of Soil Science* 35, 223–230. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00278.x>
- Chefetz, B., Hatcher, P.G., Hadar, Y., Chen, Y., 1996. Chemical and Biological Characterization of Organic Matter during Composting of Municipal Solid Waste. *Journal of Environmental Quality* 25, 776–785. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500040018x>
- Chenu, C., 1993. Clay- or sand-polysaccharide associations as models for the interface between micro-organisms and soil: water related properties and microstructure. *Geoderma*,



International Workshop on Methods of Research on Soil Structure/Soil Biota Interrelationships 56, 143–156. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90106-U](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90106-U)

Chenu, C., Guérif, J., 1991. Mechanical Strength of Clay Minerals as Influenced by an Adsorbed Polysaccharide. *Soil Science Society of America Journal* 55, 1076–1080. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500040030x>

Chenu, C., Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 2000. Organic Matter Influence on Clay Wettability and Soil Aggregate Stability. *Soil Science Society of America Journal* 64, 1479–1486. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6441479x>

Chenu, C., Sotzky, G., 2002. Interactions Between Microorganisms and Soil Particles. pp. 3–40.

Chesworth, W., Camps Arbestain, M., Macías, F., Spaargaren, O., Spaargaren, O., Mualem, Y., Morel-Seytoux, H.J., Horwath, W.R., Almendros, G., Chesworth, W., Grossl, P.R., Sparks, D.L., Spaargaren, O., Fairbridge, R.W., Singer, A., Eswaran, H., Micheli, E., 2008. Classification of Soils: World Reference Base (WRB) for soil resources, in: Chesworth, W. (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 120–122. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3995-9_104

Chiang, S.C., Radcliffe, D.E., Miller, W.P., Newman, K.D., 1987. Hydraulic conductivity of three southeastern soils as affected by sodium, electrolyte concentration, and pH. *Soil Science Society of America journal (USA)*.

Ching, L., Edwards, S., Scialabba, N., Kachel, Y., 2011. Climate Change and Food Systems Resilience in Sub-Saharan Africa.

Chivenge, P., Vanlauwe, B., Gentile, R., Six, J., 2011. Organic resource quality influences short-term aggregate dynamics and soil organic carbon and nitrogen accumulation. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 657–666. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.12.002>

Chorom, M., Murray, R.S., Rengasamy, P., 1994. Clay dispersion as influenced by pH and net particle charge of sodic soils. *Australian Journal of Soil Research (Australia)*.

Chotte, J.-L., 2005. Importance of Microorganisms for Soil Aggregation, in: Varma, A., Buscot, F. (Eds.), *Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions, Soil Biology*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 107–119. https://doi.org/10.1007/3-540-26609-7_5

Christensen, B.T., 1986. Straw incorporation and soil organic matter in macro-aggregates and particle size separates. *Journal of Soil Science* 37, 125–135. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1986.tb00013.x>

Clark, A., 2008. *Managing Cover Crops Profitably (3rd Ed.)*. DIANE Publishing.

Cogger, C.G., 2005. Potential Compost Benefits for Restoration Of Soils Disturbed by Urban Development. *Compost Science & Utilization* 13, 243–251. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2005.10702248>

Coleman, D.C., Crossley, D.A., Hendrix, P.F., 2004. 3 - Secondary Production: Activities of Heterotrophic Organisms—Microbes, in: Coleman, D.C., Crossley, D.A., Hendrix, P.F. (Eds.), *Fundamentals of Soil Ecology (Second Edition)*. Academic Press, Burlington, pp. 47–77. <https://doi.org/10.1016/B978-012179726-3/50004-6>

Collis-George, N., Melville, M.D., 1975. Water absorption by swelling seeds. I. Constant surface boundary condition. *Soil Res.* 13, 141–158. <https://doi.org/10.1071/sr9750141>



Cook, T., 2004. Perennial ryegrass *Lolium perenne* L. Oregon State University Department of Horticulture 6.

Cosentino, D., Chenu, C., Le Bissonnais, Y., 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 2053–2062. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.12.022>

Coull, M., Butler, B., Hough, R., Beesley, L., 2021. A Geochemical and Agronomic Evaluation of Technosols Made from Construction and Demolition Fines Mixed with Green Waste Compost. *Agronomy* 11, 649. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040649>

Cousen, S.M., Farres, P.J., 1984. THE ROLE OF MOISTURE CONTENT IN THE STABILITY OF SOIL AGGREGATES FROM A TEMPERATE SILTY SOIL TO RAINDROP IMPACT 8.

Craul, P.J., 1992. *Urban Soil in Landscape Design*. John Wiley & Sons.

Curtin, D., Steppuhn, H., Selles, F., 1994. Effects of Magnesium on Cation Selectivity and Structural Stability of Sodic Soils. *Soil Science Society of America Journal* 58, 730–737. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800030013x>

Czarnes, S., Hallett, P.D., Bengough, A.G., Young, I.M., 2000. Root- and microbial-derived mucilages affect soil structure and water transport. *European Journal of Soil Science* 51, 435–443. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2000.00327.x>

Czurda, K.A., Ludwig, S., Schababerle, R., 1995. Fabric changes in plastic clays by freezing and thawing [WWW Document]. URL <https://publikationen.bibliothek.kit.edu/262095> (accessed 10.25.21).

D

Dalal, R., Bridge, B.J., 2020. Aggregation and Organic Matter Storage in Sub-Humid and Semi-Arid Soils. pp. 263–307. <https://doi.org/10.1201/9781003075561-11>

Damas, O., Coulon, A., 2016. *Créer des sols fertiles: du déchet à la végétalisation urbaine*. Éditions Le Moniteur.

Dane, J.H., Topp, C.G., 2020. *Methods of Soil Analysis, Part 4: Physical Methods*. John Wiley & Sons.

Darboux, F., Rosa, J., Cooper, M., 2012. Conditions for the Occurrence of Slaking and Other Disaggregation Processes under Rainfall. *Hydrology* 3. <https://doi.org/10.3390/hydrology3030027>

Darmody, R.G., Marlin, J.C., 2002. Sediments and Sediment-Derived Soils in Illinois: Pedological and Agronomic Assessment. *Environ Monit Assess* 77, 209–227. <https://doi.org/10.1023/A:1015880004383>

Darrell, N., Mamedov, A., Huang, C.H., Levy, G., 2006. Soil aggregate stability as affected by long-term tillage and clay mineralogy. *Soil Management for Sustainability* 38.

Davis, K., 1955. The Origin and Growth of Urbanization in the World. *American Journal of Sociology* 60, 429–437.

de Baets, S., Poesen, J., Knapen, A., Barberá, G., Navarro Cano, J., 2007a. Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing



potential during concentrated runoff. *Plant and Soil* 294, 169–183. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9244-2>

de Baets, S., Poesen, J., Knapen, A., Galindo, P., 2007b. Impact of root architecture on the erosion-reducing potential of roots during concentrated flow. *Earth Surface Processes and Landforms* 32, 1323–1345. <https://doi.org/10.1002/esp.1470>

de Jonge, L.W., Moldrup, P., Schjønning, P., 2009. Soil Infrastructure, Interfaces & Translocation Processes in Inner Space (“Soil-it-is”): towards a road map for the constraints and crossroads of soil architecture and biophysical processes. *Hydrology and Earth System Sciences* 13, 1485–1502. <https://doi.org/10.5194/hess-13-1485-2009>

De Kimpe, C.R., Morel, J.-L., 2000. Urban soil management : a growing concern. *Soil Science* 165, 31–40.

Deeb, M., Desjardins, T., Podwojewski, P., Pando, A., Blouin, M., Lerch, T.Z., 2017. Interactive effects of compost, plants and earthworms on the aggregations of constructed Technosols. *Geoderma* 305, 305–313. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.06.014>

Deeb, M., Grimaldi, M., Lerch, T.Z., Pando, A., Gigon, A., Blouin, M., 2016. Interactions between organisms and parent materials of a constructed Technosol shape its hydrostructural properties. *SOIL* 2, 163–174. <https://doi.org/10.5194/soil-2-163-2016>

Deeb, M., Groffman, P.M., Blouin, M., Egendorf, S.P., Vergnes, A., Vasenev, V., Cao, D.L., Walsh, D., Morin, T., Séré, G., 2020. Using constructed soils for green infrastructure – challenges and limitations. *SOIL* 6, 413–434. <https://doi.org/10.5194/soil-6-413-2020>

Deeb, M., Groffman, P.M., Blouin, M., Egendorf, S.P., Vergnes, A., Vasenev, V., Cao, D.L., Walsh, D., Morin, T., Séré, G., 2019. Constructed Technosols are key to the sustainable development of urban green infrastructure (preprint). *Soils and the human environment*. <https://doi.org/10.5194/soil-2019-85>

Deeb, M., Groffman, P.M., Joyner, J.L., Lozefski, G., Paltseva, A., Lin, B., Mania, K., Cao, D.L., McLaughlin, J., Muth, T., Prithiviraj, B., Kerwin, J., Cheng, Z., 2018. Soil and microbial properties of green infrastructure stormwater management systems. *Ecological Engineering* 125, 68–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.10.017>

Denef, K., Six, J., 2005. Clay mineralogy determines the importance of biological versus abiotic processes for macroaggregate formation and stabilization. *European Journal of Soil Science* 56, 469–479. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00682.x>

Deng, A., Wang, L., Chen, F., Li, Z., Liu, W., Liu, Y., 2018. Soil aggregate-associated heavy metals subjected to different types of land use in subtropical China. *Global Ecology and Conservation* 16, e00465. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00465>

Derenne, S., Largeau, C., 2001. A Review of Some Important Families of Refractory Macromolecules: Composition, Origin, and Fate in Soils and Sediments. *Soil Science* 166, 833–847. <https://doi.org/10.1097/00010694-200111000-00008>

Dexter, A.R., 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil and Tillage Research, Proceedings 11th Conference of ISTRO: Tillage and Traffic in Crop Production* 11, 199–238. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(88\)90002-5](https://doi.org/10.1016/0167-1987(88)90002-5)

Dexter, A.R., 1977. A statistical measure of the structure of tilled soil. *Journal of Agricultural Engineering Research (UK)*.



Dexter, A.R., Birkas, M., 2004. Prediction of the soil structures produced by tillage. *Soil and Tillage Research, Soil Physical Quality* 79, 233–238. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.07.011>

DGRP, 2020. Guides de valorisation hors site des terres excavées dans des projets d'aménagement | SSP-Infoterre 60.

Diacono, M., Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 401–422. <https://doi.org/10.1051/agro/2009040>

Dinel, H., Mehuys, G.R., Lévesque, M., 1991. Influence of humic and fibric materials on the aggregation and aggregate stability of a lacustrine silty clay. *Soil Science* 151, 146–158.

Dominati, E., Patterson, M., Mackay, A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69, 1858–1868. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>

Doran, J.W., Parkin, T.B., 1997. Quantitative Indicators of Soil Quality: A Minimum Data Set, in: *Methods for Assessing Soil Quality*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 25–37. <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c2>

Dorioz, J.M., Robert, M., Chenu, C., 1993. The role of roots, fungi and bacteria on clay particle organization. An experimental approach. *Geoderma, International Workshop on Methods of Research on Soil Structure/Soil Biota Interrelationships* 56, 179–194. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)90109-X](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)90109-X)

Downs, R.J., 1980. Phytotrons. *Bot. Rev* 46, 447–489. <https://doi.org/10.1007/BF02860534>

du Plessis, H.M., Shainberg, I., 1985. Effect of exchangeable sodium and phosphogypsum on the hydraulic properties of several South African soils. *South African Journal of Plant and Soil* 2, 179–186. <https://doi.org/10.1080/02571862.1985.10634166>

Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18, 1781–1796. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x>

Duong, T.T.T., 2013. Compost effects on soil properties and plant growth. University of Adelaide.

Durán Zuazo, V., Rodriguez, C., Martínez, J.R., Cárcelos, B., Raya, A., Galindo, P., 2008. Harvest intensity of aromatic shrubs vs. soil erosion: An equilibrium for sustainable agriculture (SE Spain). *CATENA* 73, 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.09.006>

Dürr, C., Aubertot, J.-N., 2000. Emergence of seedlings of sugar beet (*Beta vulgaris* L.) as affected by the size, roughness and position of aggregates in the seedbed. *Plant and Soil* 219, 211–220. <https://doi.org/10.1023/A:1004723901989>

Dzombak, D.A., Morel, F.M.M., 1991. *Surface Complexation Modeling: Hydrous Ferric Oxide*. John Wiley & Sons.

E

Edwards, A.P., Bremner, J.M., 1967. Microaggregates in Soils. *Journal of Soil Science* 18, 64–73. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1967.tb01488.x>



EEA : European Environment Agency, 2015. Soil — European Environment Agency [WWW Document]. URL <https://www.eea.europa.eu/soer/2015/europe/soil> (accessed 6.14.21).

Egendorf, S.P., Cheng, Z., Deeb, M., Flores, V., Paltseva, A., Walsh, D., Groffman, P., Mielke, H.W., 2018. Constructed soils for mitigating lead (Pb) exposure and promoting urban community gardening: The New York City Clean Soil Bank pilot study. *Landscape and Urban Planning* 175, 184–194. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.012>

Eisinger, A., 2006. Urbanization. In *Atlas of Shrinking Cities* 28–29.

Ekwue, E., Stone, R.J., 1994. Effect of Peat on the Compactibility of Some Trinidadian Soils. <https://doi.org/10.1006/JAER.1994.1012>

El Farricha, S., Coussy, S., Joussein, E., Bataillard, P., 2021. Manufacturing soil aggregates from wastes materials: impact of the addition of clay minerals and compost on the structural stability. Submitted for publication.

El Khalil, H., Schwartz, C., Elhamiani, O., Kubiniok, J., Morel, J.-L., Boularbah, A., 2008. Contribution of Technic Materials to the Mobile Fraction of Metals in Urban Soils in Marrakech (Morocco). *Journal of Soils and Sediments* 8, 17–22. <https://doi.org/10.1065/jss2008.01.269>

Elliott, E.T., 1986. Aggregate Structure and Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Native and Cultivated Soils. *Soil Science Society of America Journal* 50, 627–633. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000030017x>

Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C. (Eds.), 2013. *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1>

El-Rayah, H.M.E., Rowell, D.L., 1973. influence of iron and aluminum hydroxides on the swelling of Na--montmorillonite and the permeability of a Na-Soil. *Journal of soil science*.

El-Swaify, S.A., 1976. Changes in the Physical Properties of Soil Clays due to Precipitated Aluminum and Iron Hydroxides: II. Colloidal Interactions in the Absence of Drying. *Soil Science Society of America Journal* 40, 516–520. <https://doi.org/10.2136/sssaj1976.03615995004000040021x>

El-Swaify, S.A., Emerson, W.W., 1975. Changes in the physical properties of soil clays due to precipitated aluminum and iron hydroxides. I. Swelling and aggregate stability after drying. *Proc Soil Sci Soc Am*.

Emerson, W.W., 1964. The slaking of soil crumbs as influenced by clay mineral composition. *Soil Res.* 2, 211–217. <https://doi.org/10.1071/sr9640211>

Emerson, W.W., Greenland, D.J., 1990. Soil Aggregates — Formation and Stability, in: De Boodt, M.F., Hayes, M.H.B., Herbillon, A., De Strooper, E.B.A., Tuck, J.J. (Eds.), *Soil Colloids and Their Associations in Aggregates*, NATO ASI Series. Springer US, Boston, MA, pp. 485–511. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-2611-1_18

European Commission, 2019. Digestate and compost as fertilisers: Risk assessment and risk management options. Circular Online. URL <https://www.circularonline.co.uk/research-reports/digestate-and-compost-as-fertilisers-risk-assessment-and-risk-management-options/> (accessed 10.18.21).



Eynard, A., Schumacher, T.E., Kohl, R.A., Malo, D.D., 2006. Soil Wettability Relationships with Soil Organic Carbon and Aggregate Stability. Presented at the Proc. 18th World Congress of Soil Science, Philadelphia, Pennsylvania, USA.

F

Fabbri, D., Pizzol, R., Calza, P., Malandrino, M., Gaggero, E., Padoan, E., Ajmone-Marsan, F., 2021. Constructed Technosols: A Strategy toward a Circular Economy. *Applied Sciences* 11, 3432. <https://doi.org/10.3390/app11083432>

Falsone, G., Bonifacio, E., Zanini, E., 2012. Structure development in aggregates of poorly developed soils through the analysis of the pore system. *CATENA* 95, 169–176. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.02.014>

FAO, 2015a. Soil is a non-renewable resource. Its preservation is essential for food security and our sustainable future. Food Agric. Organ.

FAO, 2015b. Status of the World's Soil Resources: Main Report. FAO, Rome, Italy.

FAO, 2008. Soil Structure.

FAO, 1998. World Reference Base for Soil Resources. Food & Agriculture Org.

FAO, Millenium Ecosystem Assessment, 2015. Functions and services provided by soils.

Farres, P., 1978. The role of time and aggregate size in the crusting process. *Earth Surface Processes* 3, 243–254. <https://doi.org/10.1002/esp.3290030304>

Feng, W., Xu, M., Fan, M., Malhi, S.S., Schoenau, J.J., Six, J., Plante, A.F., 2014. Testing for soil carbon saturation behavior in agricultural soils receiving long-term manure amendments. *Can. J. Soil. Sci.* 94, 281–294. <https://doi.org/10.4141/cjss2013-012>

Feng, X., Simpson, A.J., Simpson, M.J., 2005. Chemical and mineralogical controls on humic acid sorption to clay mineral surfaces. *Organic Geochemistry* 36, 1553–1566. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2005.06.008>

Feng, Y.-J., Li, F., Wang, X.-L., Liu, X.-M., Zhang, L.-N., 2006. Principal Chemical Properties of Artificial Soil Composed of Fly Ash and Furfural Residue. *Pedosphere* 16, 668–672. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(06\)60101-X](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(06)60101-X)

Fernández-Ugalde, O., Barré, P., Hubert, F., Virto, I., Cyril, G., Ferrage, E., Caner, L., Chenu, C., 2012a. To what extent clay mineralogy affect soil aggregation? Insights from fractionation analyses conducted on soils under different land-uses. 6427.

Fernández-Ugalde, O., Barré, P., Hubert, F., Virto, I., Cyril, G., Ferrage, E., Caner, L., Velde, B., Chenu, C., 2012b. Evidence of mineral control of soil aggregation.

Fernández-Ugalde, O., Barré, P., Hubert, F., Virto, I., Girardin, C., Ferrage, E., Caner, L., Chenu, C., 2013. Clay mineralogy differs qualitatively in aggregate-size classes: clay-mineral-based evidence for aggregate hierarchy in temperate soils. *European Journal of Soil Science* 64, 410–422. <https://doi.org/10.1111/ejss.12046>

Flavel, T.C., Murphy, D., Lalor, B.M., Fillery, I.R.P., 2005. Gross N mineralization rates after application of composted grape marc to soil. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1397–1400. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.12.003>



Fletcher, R.J., Koford, R.R., 2002. Habitat and Landscape Associations of Breeding Birds in Native and Restored Grasslands. *The Journal of Wildlife Management* 66, 1011–1022. <https://doi.org/10.2307/3802933>

Flores-Ramírez, E., Abel, S., Nehls, T., 2018. Water retention characteristics of coarse porous materials to construct purpose-designed plant growing media. *Soil Science and Plant Nutrition* 64, 181–189. <https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1447293>

Fortun, A., Fortun, C., Ortega, C., 1989. Effect of farmyard manure and its humic fractions on the aggregate stability of a sandy-loam soil. *Journal of Soil Science* 40, 293–298. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1989.tb01274.x>

Fourvel, G.J., Vidal-Beaudet, L., Le Bocq, A., Thery, F., Brochier, V., Cannavo, P., 2019. Fertility of Technosols constructed with dam sediments for urban greening and land reclamation. *J Soils Sediments* 19, 3178–3192. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2077-1>

Franco, C.M.M., Clarke, P.J., Tate, M.E., Oades, J.M., 2000. Hydrophobic properties and chemical characterisation of natural water repellent materials in Australian sands. *Journal of Hydrology* 231–232, 47–58. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00182-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00182-7)

Franzluebbers, A.J., 2002. Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil and Tillage Research, Conservation Tillage and Stratification of Soil Properties* 66, 197–205. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00027-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00027-2)

Fraser, E.D.G., Rimas, A., 2010. *Empires of Food: Feast, Famine, and the Rise and Fall of Civilizations*. Random House.

Frenkel, H., Goertzen, J.O., Rhoades, J.D., 1978. Effects of Clay Type and Content, Exchangeable Sodium Percentage, and Electrolyte Concentration on Clay Dispersion and Soil Hydraulic Conductivity. *Soil Science Society of America Journal* 42, 32–39. <https://doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200010008x>

Frenkel, H., Shainberg, I., 1980. The Effect of Hydroxy-Al and Hydroxy-Fe Polymers on Montmorillonite Particle Size. *Soil Science Society of America Journal* 44, 626–629. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400030039x>

Frey, S.D., 2005. AGGREGATION | Microbial Aspects, in: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 22–28. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00130-2>

G

Gabriels, D., de Boodt, M., 1975. Relationship between moisture content, aggregate formation and aggregate stability of a loam soil treated with a soil conditioner in various concentrations. *CATENA* 2, 23–30. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(75\)80003-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(75)80003-8)

Gale, W. j., Cambardella, C. a., Bailey, T. b., 2000. Root-Derived Carbon and the Formation and Stabilization of Aggregates. *Soil Science Society of America Journal* 64, 201–207. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.641201x>

Geneletti, D., Biasioli, A., Morrison-Saunders, A., 2017. Land take and the effectiveness of project screening in Environmental Impact Assessment: Findings from an empirical study. *Environmental Impact Assessment Review* 67, 117–123. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.08.008>



Gill, A.S., Lee, A., McGuire, K.L., 2017. Phylogenetic and Functional Diversity of Total (DNA) and Expressed (RNA) Bacterial Communities in Urban Green Infrastructure Bioswale Soils. *Applied and Environmental Microbiology* 83, e00287-17. <https://doi.org/10.1128/AEM.00287-17>

Giovagnorio, I., Usai, D., Palmas, A., Chiri, G.M., 2017. The environmental elements of foundations in Roman cities: A theory of the architect Gaetano Vinaccia. *Sustainable Cities and Society* 32, 42–55. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.03.002>

Golchin, A., Oades, J.M., Clarke, P., Skjemstad, J.O., 1995. Structural and dynamic properties of soil organic matter as reflected by ¹³C natural abundance, pyrolysis mass spectrometry and solid-state ¹³C NMR spectroscopy in density fractions of an oxisol under forest and pasture. *Australian Journal of Soil Research (Australia)*.

Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O., Clarke, P., 1994. Soil structure and carbon cycling. *Soil Res.* 32, 1043–1068. <https://doi.org/10.1071/sr9941043>

Goldberg, S., Forster, H.S., 1990. Flocculation of Reference Clays and Arid-Zone Soil Clays. *Soil Science Society of America Journal* 54, 714–718. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400030014x>

Goldberg, S., Glaubig, R.A., 1987. Effect of saturating cation, pH, and aluminum and iron oxide on the flocculation of kaolinite and montmorillonite. *Clays & Clay Minerals* 220–227.

Goldberg, S., Kapoor, B.S., Rhoades, J.D., 1990. Effect of aluminum and iron oxides and organic matter on flocculation and dispersion of arid zone soils. *Soil science (USA)*.

Goldberg, S., Suarez, D.L., Glaubig, R.A., 1988. Factors affecting clay dispersion and aggregate stability of arid-zone soils. *Soil science (USA)*.

Gollany, H., Schumacher, T., Evenson, P.D., Lindstrom, M.J., Lemme, G.D., 1991. Aggregate Stability of an Eroded and Desurfaced Typic Argiustoll. *Soil Science Society of America Journal* 55, 811–816. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500030030x>

Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics, Sustainable Urbanisation: A resilient future* 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>

Gómez-Baggethun, E., Gren, Å., Barton, D., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., 2013. Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assessment.

Gómez-Sagasti, M.T., Hernández, A., Artetxe, U., Garbisu, C., Becerril, J.M., 2018. How Valuable Are Organic Amendments as Tools for the Phytomanagement of Degraded Soils? The Knowns, Known Unknowns, and Unknowns. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 2, 68. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00068>

Grard, B.J.-P., Bel, N., Marchal, N., Madre, N., Castell, J.-F., Cambier, P., Houot, S., Manouchehri, N., Besancon, S., Michel, J.-C., Chenu, C., Frascaria-Lacoste, N., Aubry, C., 2015. Recycling urban waste as possible use for rooftop vegetable garden. *Future of Food: Journal on Food, Agriculture and Society* 3, 21–34.

Grard, B.J.-P., Manouchehri, N., Aubry, C., Frascaria-Lacoste, N., Chenu, C., 2020. Potential of Technosols Created with Urban By-Products for Rooftop Edible Production. *Int J Environ Res Public Health* 17, E3210. <https://doi.org/10.3390/ijerph17093210>



Groffman, P.M., Williams, C.O., Pouyat, R.V., Band, L.E., Yesilonis, I.D., 2009. Nitrate leaching and nitrous oxide flux in urban forests and grasslands. *J Environ Qual* 38, 1848–1860. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0521>

Grosbellet, C., Vidal-Beaudet, L., Caubel, V., Charpentier, S., 2011. Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter. *Geoderma* 162, 27–38. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.01.003>

Gupta, R.K., Bhumbla, D.K., Abrol, I.P., 1984. Effect of sodicity, pH, organic matter, and calcium carbonate on the dispersion behavior of soils. *Soil Science* 137, 245–251.

Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., Li, Y., 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 29, 189–217. <https://doi.org/10.1191/0309133305pp443ra>

H

Haase, D., Frantzeskaki, N., Elmqvist, T., 2014. Ecosystem Services in Urban Landscapes: Practical Applications and Governance Implications. *AMBIO* 43, 407–412. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0503-1>

Habib, L., Morel, J.L., Guckert, A., Plantureux, S., Chenu, C., 1990. Influence of Root Exudates on Soil Aggregation 5.

Hafeez, F., Martin-Laurent, F., Béguet, J., Bru, D., Cortet, J., Schwartz, C., Morel, J.-L., Philippot, L., 2012. Taxonomic and functional characterization of microbial communities in Technosols constructed for remediation of a contaminated industrial wasteland. *J Soils Sediments* 12, 1396–1406. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0563-4>

Haines-Young, R., M.B Potschin, 2018. Common international classification of ecosystem services and guidance on the application of the revised structure 5.1, 53.

Hall, D.J.M., Jones, H.R., Crabtree, W.L., Daniels, T.L., Hall, D.J.M., Jones, H.R., Crabtree, W.L., Daniels, T.L., 2010. Clayng and deep ripping can increase crop yields and profits on water repellent sands with marginal fertility in southern Western Australia. *Soil Res.* 48, 178–187. <https://doi.org/10.1071/SR09078>

Haraldsen, T.K., Pedersen, P.A., 2003. Mixtures of crushed rock, forest soils, and sewage sludge used as soils for grassed green areas. *Urban Forestry & Urban Greening* 2, 41–51. <https://doi.org/10.1078/1618-8667-00022>

Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.004>

Hart, J.M., Anderson, N.P., Chastain, T.G., Flowers, M.D., Ocamb, C.M., Mellbye, M.E., Young III, W.C., 2013. Perennial Ryegrass Grown for Seed. Nutrient Management Guide. Oregon State University 46.

Hassink, J., 1995. Decomposition Rate Constants of Size and Density Fractions of Soil Organic Matter. *Soil Science Society of America Journal* 59: 1631-1635 59. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900060018x>

Haynes, R., Fraser, P., 2003. A comparison of aggregate stability and biological activity in earthworm casts and uningested soil as affected by amendment with wheat or Lucerne straw.



European Journal of Soil Science 49, 629–636. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1998.4940629.x>

Haynes, R., Swift, R., 2006. Stability of Soil Aggregates in Relation to Organic Constituents and Soil Water Content. *Journal of Soil Science* 41, 73–83. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00046.x>

Heil, D., Sposito, G., 1993. Organic Matter Role in Illitic Soil Colloids Flocculation: I. Counter Ions and pH. *Soil Science Society of America Journal* 57, 1241–1246. <https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700050014x>

Heimsath, A.M., Dietrichs, W.E., Nishiizuml, K., Finkel, R.C., 1997. The soil production function and landscape equilibrium. *Nature* 388, 358–361. <https://doi.org/10.1038/41056>

Hénin, S., 1977a. Cours de physique du sol. Tome 1 : Texture - structure - Aération. Tome 2 : L'eau et le sol, les propriétés mécaniques, la chaleur et le sol. ORSTOM Editions EDITEST Bruxelles, Paris-.

Hénin, S., 1977b. Cours de physique du sol. Tome 2 : L'eau et le sol, les propriétés mécaniques, la chaleur et le sol. ORSTOM Editions EDITEST Bruxelles, Paris-.

Hénin, S., 1938. Etude physico-chimique de la stabilité structurale des terres (phdthesis). Université de Paris.

Hofman, J., Rhodes, A., Semple, K.T., 2008. Fate and behaviour of phenanthrene in the natural and artificial soils. *Environmental Pollution* 152, 468–475. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.05.034>

Hohenberg, P.M., Lees, L.H., 1985. The making of urban Europe: 1000-1950 / Paul M. Hohenberg, Lynn Hollen Lees. Harvard university press, Cambridge, Mass London.

Hong, H., Chen, S., Fang, Q., Algeo, T.J., Zhao, L., 2019. Adsorption of organic matter on clay minerals in the Dajiuhu peat soil chronosequence, South China. *Applied Clay Science* 178, 105125. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2019.105125>

Hoosbeek, M.R., Bryant, R.B., 1992. Towards the quantitative modeling of pedogenesis — a review. *Geoderma* 55, 183–210. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(92\)90083-J](https://doi.org/10.1016/0016-7061(92)90083-J)

Hortensius, D., Welling, R., 1996. International standardization of soil quality measurements. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 27, 387–402. <https://doi.org/10.1080/00103629609369563>

Howard, J.L., Olszewska, D., 2011. Pedogenesis, geochemical forms of heavy metals, and artifact weathering in an urban soil chronosequence, Detroit, Michigan. *Environmental pollution*.

Hunt, N., Gilkes, R., 1992. *Farm Monitoring Handbook*. UWA Publishing, Perth.

Huot, H., 2013. Formation, fonctionnement et évolution d'un Technosol sur des boues sidérurgiques (phdthesis). Université de Lorraine.

Huot, H., Morel, J.-L., Simonnot, M.-O., 2015. Pedogenetic Trends in Soils formed in Technogenic Materials. *Soil Science* 180. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000135>



Huot, H., Simonnot, M.-O., Marion, P., Yvon, J., De Donato, P., Morel, J.-L., 2013. Characteristics and potential pedogenetic processes of a Technosol developing on iron industry deposits. *J Soils Sediments* 13, 555–568. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0513-1>

Huot, H., Simonnot, M.O., Watteau, F., Marion, P., Yvon, J., De Donato, P., Morel, J.L., 2014. Early transformation and transfer processes in a Technosol developing on iron industry deposits. *European Journal of Soil Science* 65, 470–484. <https://doi.org/10.1111/ejss.12106>

Hurisso, T.T., Davis, J.G., Brummer, J.E., Stromberger, M.E., Mikha, M.M., Haddix, M.L., Booher, M.R., Paul, E.A., 2013. Rapid changes in microbial biomass and aggregate size distribution in response to changes in organic matter management in grass pasture. *Geoderma* 193–194, 68–75. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.016>

I

Ibrahim, S., Abdul Khalil, K., Zahri, K.N.M., Gomez-Fuentes, C., Convey, P., Zulkharnain, A., Sabri, S., Alias, S.A., González-Rocha, G., Ahmad, S.A., 2020. Biosurfactant Production and Growth Kinetics Studies of the Waste Canola Oil-Degrading Bacterium *Rhodococcus erythropolis* AQ5-07 from Antarctica. *Molecules* 25, 3878. <https://doi.org/10.3390/molecules25173878>

Ilahi, W.F.F., Ahmad, D., 2017. A Study on the Physical and Hydraulic Characteristics of Cocopeat Perlite Mixture as a Growing Media in Containerized Plant Production. *JSM* 46, 975–980. <https://doi.org/10.17576/jsm-2017-4606-17>

İlay, R., Kavdir, Y., 2018. Impact of land cover types on soil aggregate stability and erodibility. *Environ Monit Assess* 190, 525. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6847-4>

International Institute of Rural Reconstruction (Ed.), 2005. Conservation agriculture: a manual for farmers and extension workers in Africa. International Institute of Rural Reconstruction, Nairobi.

Isaacs, R., Tuell, J., Fiedler, A., Gardiner, M., Landis, D., 2009. Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 196–203. <https://doi.org/10.1890/080035>

Ismail, S., Kiyoshi, O., 2007. Improvement of crop yield, soil moisture distribution and water use efficiency in sandy soils by clay application. *Applied Clay Science* 37, 81–89. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2006.12.005>

Itami, K., Kyuma, K., 1995. Dispersion behavior of soils from reclaimed lands with poor soil physical properties and their characteristics with special reference to clay mineralogy. *Soil Science and Plant Nutrition* 41, 45–54. <https://doi.org/10.1080/00380768.1995.10419557>

IUSS Working Group WRB, 2015. World reference base for soil resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. FAO, Rome.

IUSS Working Group WRB, 2006. World reference base for soil resources 2006, 2nd ed. ed. FAO, Rome.

J

Jangorzo, N., Schwartz, C., Watteau, F., 2013. Image analysis of soil thin sections for a non-destructive quantification of aggregation in the early stages of pedogenesis. *European Journal of Soil Science* 65. <https://doi.org/10.1111/ejss.12110>



- Jangorzo, N.S., Watteau, F., Schwartz, C., 2018. Ranking of wetting–drying, plant, and fauna factors involved in the structure dynamics of a young constructed Technosol. *Journal of Soils and Sediments* 18, 2995–3004. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1968-5>
- Jangorzo, N.S., Watteau, F., Schwartz, C., 2013. Evolution of the pore structure of constructed Technosols during early pedogenesis quantified by image analysis. *Geoderma* 207–208, 180–192. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.016>
- Jastrow, J., Miller, R., 1998. Soil aggregate stabilization and carbon sequestration: Feedbacks through organomineral associations.
- Jastrow, J.D., 1996. Soil aggregate formation and the accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 665–676. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00159-X](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00159-X)
- Jayasooriya, V.M., Ng, A.W.M., Muthukumar, S., Perera, B.J.C., 2017. Green infrastructure practices for improvement of urban air quality. *Urban Forestry & Urban Greening* 21, 34–47. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.007>
- Jenny, H., 1941. *Factors of Soil Formation: A System of Quantitative Pedology*. Courier Corporation.
- Jimenez, E.I., Garcia, V.P., Espino, M., Moreno, J.M.H., 1993. City refuse compost as a phosphorus source to overcome the P-fixation capacity of sesquioxide-rich soils. *Plant Soil* 148, 115–127. <https://doi.org/10.1007/BF02185391>
- Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2001. The distribution of soil nutrients with depth: Global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry* 53, 51–77. <https://doi.org/10.1023/A:1010760720215>
- Johannes, A., Matter, A., Schulin, R., Weiskopf, P., Baveye, P.C., Boivin, P., 2017. Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? *Geoderma* 302, 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021>
- Johnson, A.F., Vietor, D.M., Rouquette, F.M., Haby, V.A., 2004. Fate of phosphorus in dairy wastewater and poultry litter applied on grassland. *J Environ Qual* 33, 735–739. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.7350>
- Jones, J.B., 2002. *Agronomic Handbook: Management of Crops, Soils and Their Fertility*, 1st ed. CRC Press, Boca Raton. <https://doi.org/10.1201/9781420041507>
- Jouany, C., Chenu, C., Chassin, P., 1992. Détermination de la mouillabilité des constituants du sol à partir de mesures d'angles de contacts: *Revue bibliographique. Science du sol* 30, 33–47.
- Jouquet, P., Traoré, S., Choosai, C., Hartmann, C., Bignell, D., 2011. Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. *European Journal of Soil Biology* 47, 215–222. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.05.005>
- Jozefaciuk, G., Czachor, H., 2014. Impact of organic matter, iron oxides, alumina, silica and drying on mechanical and water stability of artificial soil aggregates. Assessment of new method to study water stability. *Geoderma* s 221–222, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.020>



K

Kaiser, K., Mikutta, R., Guggenberger, G., 2007. Increased Stability of Organic Matter Sorbed to Ferrihydrite and Goethite on Aging. *Soil Science Society of America Journal* 71, 711–719. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0189>

Kalinina, O., Goryachkin, S.V., Lyuri, D.I., Giani, L., 2015. Post-agrogenic development of vegetation, soils, and carbon stocks under self-restoration in different climatic zones of European Russia. *Catena*.

Kandeler, E., Murer, E., 1993. Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. *Geoderma, International Workshop on Methods of Research on Soil Structure/Soil Biota Interrelationships* 56, 503–513. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90130-D](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90130-D)

Kay, B.D., Grant, C.D., Groenevelt, P.H., 1985. Significance of Ground Freezing on Soil Bulk Density Under Zero Tillage. *Soil Science Society of America Journal* 49, 973–978. <https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900040036x>

Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J.N., Pachepsky, Y., van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco, L.O., 2016. The significance of soils and soil science towards realization of the United Nations Sustainable Development Goals. *SOIL* 2, 111–128. <https://doi.org/10.5194/soil-2-111-2016>

Keller, T., Arvidsson, J., Dexter, A., 2007. Soil structures produced by tillage as affected by water content and the physical quality of soil. *Soil and Tillage Research* 92, 45–52. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.01.001>

Kemper, W., Rosenau, R., 2008. *Soil Quality Indicators* 2.

Kemper, W., Rosenau, R., 1984. Soil Cohesion as Affected by Time and Water Content. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1984.03615995004800050009X>

Kemper, W.D., Rosenau, R.C., 1986. Aggregate Stability and Size Distribution, in: *Methods of Soil Analysis*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 425–442. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c17>

Keren, R., 1988. Rheology of Aqueous Suspension of Sodium/Calcium Montmorillonite. *Soil Science Society of America journal* 52, 924–928. <https://doi.org/10.2136/sssaj1988.03615995005200040004x>

Keren, R., Singer, M.J., 1989. Effect of Low Electrolyte Concentration on Hydraulic Conductivity of Clay-Sand-Hydroxy Polymers Systems. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1989.03615995005300020006X>

Keren, R., Singer, M.J., 1991. Hydroxy-aluminum's effect on permeability of clay-sand mixtures. *Soil Science Society of America journal* 55, 61–65.

Keren, R., Singer, M.J., 1990. Effect of pH on permeability of clay-sand mixture containing hydroxy polymers. *Soil Science Society of America journal (USA)*.

Kleber, M., Sollins, P., Sutton, R., 2007. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry* 85, 9–24. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9103-5>



Kobierski, M., Kondratowicz-Maciejewska, K., Banach-Szott, M., Wojewódzki, P., Peñas Castejón, J.M., 2018. Humic substances and aggregate stability in rhizospheric and non-rhizospheric soil. *J Soils Sediments* 18, 2777–2789. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1935-1>

Kome, G.K., Enang, R.K., Tabi, F.O., Yerima, B.P.K., 2019. Influence of Clay Minerals on Some Soil Fertility Attributes: A Review. *Open Journal of Soil Science* 9, 155–188. <https://doi.org/10.4236/ojss.2019.99010>

Kong, A., Six, J., Bryant, D., Denison, R., Kessel, C., 2005. The Relationship between Carbon Input, Aggregation, and Soil Organic Carbon Stabilization in Sustainable Cropping Systems. Reproduced from *Soil Science Society of America Journal*. Published by Soil Science Society of America *Soil Sci. Soc. Am. J. Soil Biology & Biochemistry* within 69, 1078–1085. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0215>

kosse, A., 2000. Pedogenesis in the urban environment, in: *Proceedings Vol. 1*. Presented at the 1st international conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas, Essen, Germany.

Kretzschmar, R., Robarge, W.P., Weed, S.B., 1993. Flocculation of kaolinitic soil clays: effects of humic substances and iron oxides. *Soil Science Society of America journal*.

Krook, J., Svensson, N., Eklund, M., 2012. Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management* 32, 513–520. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>

Kumar, K., Hundal, L.S., 2016. Soil in the City: Sustainably Improving Urban Soils. *Journal of Environmental Quality* 45, 2–8. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0589>

Kumar, P. (Ed.), 2012. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Routledge, London. <https://doi.org/10.4324/9781849775489>

Kumar, S., Malik, R.S., Dahiya, I.S., 1985. Influence of different organic wastes upon water retention, transmission and contact characteristics of a sandy soil. *Soil Res.* 23, 131–136. <https://doi.org/10.1071/sr9850131>

L

Lado, M., Ben-Hur, M., Shainberg, I., 2004. Soil Wetting and Texture Effects on Aggregate Stability, Seal Formation, and Erosion. *Soil Science Society of America Journal - SSSAJ* 68. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1992>

Lakerveld, R.P., Lele, S., Crane, T.A., Fortuin, K.P.J., Springate-Baginski, O., 2015. The social distribution of provisioning forest ecosystem services: Evidence and insights from Odisha, India. *Ecosystem Services* 14, 56–66. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.04.001>

Larney, F., Angers, D., 2012. The role of organic amendments in soil reclamation: A review. *Canadian Journal of Soil Science* 92. <https://doi.org/10.4141/CJSS2010-064>

Lawrence, C.R., Harden, J.W., Xu, X., Schulz, M.S., Trumbore, S.E., 2015. Long-term controls on soil organic carbon with depth and time: A case study from the Cowlitz River Chronosequence, WA USA. *Geoderma* 247–248, 73–87. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.02.005>

Le Bissonnais, Y., 1995. Mesurer la stabilité structurale des sols pour évaluer leur sensibilité à la battance et à l'érosion. *Étude et Gestion des Sols* 13.



Le Bissonnais, Y., 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology: Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility. *Eur J Soil Sci* 67, 11–21. https://doi.org/10.1111/ejss.4_12311

Le Bissonnais, Y., 1988. Comportement d'agrégats terreux soumis à l'action de l'eau : analyse des mécanismes de désagrégation. *Agronomie* 8, 915–924.

Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science* 48, 39–48.

Le Bissonnais, Y., Singer, M., 1992. Crusting, runoff, and erosion response to soil water content and successive rainfalls. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1992.03615995005600060042X>

Le Bissonnais, Y., Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: II. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents.

Le Bissonnais, Y., Bruand, A., Jamagne, M., 1989. Laboratory experimental study of soil crusting: relation between aggregate breakdown mechanisms and crust structure. *CATENA* 16, 377–392.

Legout, C., Leguédou, S., Bissonnais, Y.L., 2005. Aggregate breakdown dynamics under rainfall compared with aggregate stability measurements. *European Journal of Soil Science* 56, 225–238. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00663.x>

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

Lehmann, A., 2006. Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources). *Int. Agrophys.* 20, 129–134.

Lehmann, A., Stahr, K., 2007. Nature and significance of anthropogenic urban soils. *J Soils Sediments* 7, 247–260. <https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235>

Lehrsch, G.A., Brown, M.J., 1995. Furrow erosion and aggregate stability variation in a Portneuf silt loam. *Soil Technology* 7, 327–341.

Leifheit, E.F., Veresoglou, S.D., Lehmann, A., Morris, E.K., Rillig, M.C., 2014. Multiple factors influence the role of arbuscular mycorrhizal fungi in soil aggregation—a meta-analysis. *Plant Soil* 374, 523–537. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1899-2>

Levy, G.J., Torrento, J.R., 1995. Clay dispersion and macroaggregate stability as affected by exchangeable potassium and sodium. *Soil science (USA)*.

Levy, G.J., Van der Watt, H.V.H., 1990. Effect of exchangeable potassium on the hydraulic conductivity and infiltration rate of some South African soils. *Soil science (USA)*.

Li, G., Wan, L., Cui, M., Wu, B., Zhou, J., 2019. Influence of Canopy Interception and Rainfall Kinetic Energy on Soil Erosion under Forests. *Forests* 10, 509. <https://doi.org/10.3390/f10060509>

Li, N., You, M.-Y., Zhang, B., Han, X.-Z., Panakoulia, S.K., Yuan, Y.-R., Liu, K., Qiao, Y.-F., Zou, W.-X., Nikolaidis, N.P., Banwart, S.A., 2017. Chapter Seven - Modeling Soil Aggregation at the Early Pedogenesis Stage from the Parent Material of a Mollisol Under Different



Agricultural Practices, in: Banwart, Steven A., Sparks, D.L. (Eds.), *Advances in Agronomy, Quantifying and Managing Soil Functions in Earth's Critical Zone*. Academic Press, pp. 181–214. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2016.10.007>

Li, X., Chen, X., Weber-Siwirska, M., Cao, J., Wang, Z., 2018. Effects of rice-husk biochar on sand-based rootzone amendment and creeping bentgrass growth. *Urban Forestry & Urban Greening* 35, 165–173. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.09.001>

Lin, Y., Ye, G., Kuzyakov, Y., Liu, D., Fan, J., Ding, W., 2019. Long-term manure application increases soil organic matter and aggregation and alters microbial community structure and keystone taxa. *Soil Biology and Biochemistry* 134, 187–196. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.03.030>

Liu, W., Chen, W., Peng, C., 2014. Assessing the effectiveness of green infrastructures on urban flooding reduction: A community scale study. *Ecological Modelling* 291, 6–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.012>

Lyles, L., Woodruff, N.P., 1962. *How Moisture and Tillage Affect Soil* 5.

Lynch, J.M., Bragg, E., 1985. Microorganisms and Soil Aggregate Stability, in: Stewart, B.A. (Ed.), *Advances in Soil Science, Advances in Soil Science*. Springer, New York, NY, pp. 133–171. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-5088-3_3

M

Maes, J., Paracchini, M.L., Zulian, G., Dunbar, M.B., Alkemade, R., 2012. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation* 155, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.016>

Magdoff, F., Van Es, H., 1993. *Building Soils for Better Crops: Organic Matter Management*, 3rd ed.

Mamo, M., Bubenzer, G., 2001a. Detachment rate, soil erodibility, and soil strength as influenced by living plant roots part II: field study. *Transactions of the ASAE* 44. <https://doi.org/10.13031/2013.6446>

Mamo, M., Bubenzer, G., 2001b. Detachment rate, soil erodibility, and soil strength as influenced by living plant roots part I: Laboratory study. *Transactions of the ASAE. American Society of Agricultural Engineers* 44, 1167–1174.

Marcotullio, P.J., Braimoh, A.K., Onishi, T., 2008. The Impact of Urbanization on Soils, in: Braimoh, A.K., Vlek, P.L.G. (Eds.), *Land Use and Soil Resources*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 201–250. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6778-5_10

Marié, X., J. P. Rossignol, 1997. Les “Anthroposols reconstitués” pour les espaces verts, in: *Int. ISHS Symp. “La Santé de l’arbre Urbain.” Presented at the Acta Horticulturae, n°496*, pp 361-368, Paris.

Marshall, R.E., Farahbakhsh, K., 2013. Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. *Waste Management* 33, 988–1003. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.023>

Martens, D., 2002. Relationship Between Plant Phenolic Acids Released during Soil Mineralization and Aggregate Stabilization. *Soil Science Society of America Journal* 66. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1857>



Martens, D.A., Frankenberger, W.T., 1992. Modification of Infiltration Rates in an Organic-Amended Irrigated. *Agronomy Journal* 84, 707–717. <https://doi.org/10.2134/agronj1992.00021962008400040032x>

Martin, J.P., Martin, W.P., Page, J.B., Raney, W.A., de Ment, J.D., 1955. Soil Aggregation, in: Norman, A.G. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 1–37. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60333-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60333-8)

Martínez-Blanco, J., Lazcano, C., Christensen, T., Muñoz, P., Rieradevall, J., Møller, J., Antón, A., Boldrin, A., 2013. Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0148-7>

Mataix-Solera, J., Doerr, S.H., 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in Southeastern Spain. *Geoderma* 118, 77–88. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00185-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00185-X)

Materechera, S.A., Kirby, J.M., Alston, A.M., Dexter, A.R., 1994. Modification of soil aggregation by watering regime and roots growing through beds of large aggregates. *Plant Soil* 160, 57–66. <https://doi.org/10.1007/BF00150346>

May, R., 2006. Clay spreading and delving on Eyre Peninsula: a broadacre clay application manual for farmers, contractors and advisors. South Australian Research and Development Institute, Adelaide.

Mbagwu, J.S.C., Piccolo, A., 1989. Changes in soil aggregate stability induced by amendment with humic substances. *Soil Technology* 2, 49–57. [https://doi.org/10.1016/S0933-3630\(89\)80006-6](https://doi.org/10.1016/S0933-3630(89)80006-6)

McGeehan, S.L., 2012. Impact of Waste Materials and Organic Amendments on Soil Properties and Vegetative Performance. *Applied and Environmental Soil Science* 2012, e907831. <https://doi.org/10.1155/2012/907831>

McNeal, B.L., Coleman, N.T., 1966. Effect of Solution Composition on Soil Hydraulic Conductivity. *Soil Science Society of America Journal* 30, 308–312. <https://doi.org/10.2136/sssaj1966.03615995003000030007x>

McNeal, B.L., Layfield, D.A., Norvell, W.A., Rhoades, J.D., 1968. Factors Influencing Hydraulic Conductivity of Soils in the Presence of Mixed-Salt Solutions. *Soil Science Society of America Journal* 32, 187–190. <https://doi.org/10.2136/sssaj1968.03615995003200020012x>

McNeal, B.L., Norvell, W.A., Coleman, N.T., 1966. Effect of Solution Composition on the Swelling of Extracted Soil Clays. *Soil Science Society of America Journal* 30, 313–317. <https://doi.org/10.2136/sssaj1966.03615995003000030008x>

McNeill, J.R., 2000. Something new under the sun, an environmental history of the twentieth century world.

McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., Frantzeskaki, N., 2015. Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services* 12, 152–156. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.012>

MEA, 2005. *Ecosystems And Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Mehra, P., Baker, J., Sojka, R.E., Bolan, N., Desbiolles, J., Kirkham, M.B., Ross, C., Gupta, R., 2018. Chapter Five - A Review of Tillage Practices and Their Potential to Impact the Soil



Carbon Dynamics, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 185–230. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2018.03.002>

Mekala, G.D., Jones, R.N., MacDonald, D.H., 2015. Valuing the benefits of creek rehabilitation: building a business case for public investments in urban green infrastructure. *Environ Manage* 55, 1354–1365. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0471-7>

Mell, I.C., 2017. Green infrastructure: reflections on past, present and future praxis. *Landscape Research* 42, 135–145. <https://doi.org/10.1080/01426397.2016.1250875>

Memmert, 2021. AtmoControl. MEMMERT, Deutschland/Germany.

Meuser, H., 2010. *Contaminated Urban Soils, Environmental Pollution*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9328-8>

Mikhailova, E.A., Schlautman, M.A., Darnault, C.J.G., Sharp, J.L., Post, C.J., Hall, K.C., Ouzts, E.V., Barfield, M.A., 2015. Effects of Compost on the Chemistry of an Urban Upper Piedmont South Carolina Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 46, 2787–2797. <https://doi.org/10.1080/00103624.2015.1089270>

Miller, R.M., Jastrow, J.D., 1990. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. *Soil Biology and Biochemistry* 579–584.

Miller, W.P., Newman, K.D., Frenkel, H., 1990. Flocculation Concentration and Sodium/Calcium Exchange of Kaolinitic Soil Clays. *Soil Science Society of America Journal* 54, 346–351. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400020008x>

Minhas, P.S., Sharma, D.R., 1986. Hydraulic conductivity and clay dispersion as affected by application sequence of saline and simulated rain water. *Irrig Sci* 7, 159–167. <https://doi.org/10.1007/BF00344071>

Mohanty, M., Sinha, N., Hati, K., Painuli, D., Chaudhary, R., 2012. Stability of Soil Aggregates under Different Vegetation Covers in a Vertisol of Central India. *Journal of Agricultural Physics* 12, 133–142.

Molineux, C.J., Fentiman, C.H., Gange, A.C., 2009. Characterising alternative recycled waste materials for use as green roof growing media in the U.K. *Ecological Engineering* 35, 1507–1513.

Monnier, G., 1965. Action des matieres organiques sur la stabilite structurale du sol. *Sols Africains* 10, 5.

Monsérié, M.-F., Watteau, F., Villemin, G., Ouvrard, S., Morel, J.-L., 2009. Technosol genesis: identification of organo-mineral associations in a young Technosol derived from coking plant waste materials. *Journal of Soils and Sediments* 9, 537–546. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0084-y>

Moraga, G., Huysveld, S., Mathieux, F., Blengini, G.A., Alaerts, L., Van Acker, K., de Meester, S., Dewulf, J., 2019. Circular economy indicators: What do they measure? *Resources, Conservation and Recycling* 146, 452–461. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.045>

Moral, F.J., Rebollo, F.J., 2017. Characterization of soil fertility using the Rasch model. *Journal of soil science and plant nutrition* 17, 486–498. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162017005000035>



Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *J Soils Sediments* 15, 1659–1666. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>

Morel, J.-L., Habib, L., Plantureux, S., 1991. Influence of maize root mucilage on soil aggregate stability. *Plant and Soil* 136, 111–119. <https://doi.org/10.1007/BF02465226>

Morel, J.L., Schwartz, C., Florentin, L., de Kimpe, C., 2005. URBAN SOILS, in: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 202–208. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00305-2>

Moreno-Barriga, F., Díaz, V., Acosta, J.A., Muñoz, M.Á., Faz, Á., Zornoza, R., 2017. Organic matter dynamics, soil aggregation and microbial biomass and activity in Technosols created with metalliferous mine residues, biochar and marble waste. *Geoderma* 301, 19–29. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.017>

Mukai, S., Oyanagi, W., 2021. Evaluation on maturity and stability of organic fertilisers in semi-arid Ethiopian Rift Valley. *Sci Rep* 11, 4035. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-83611-4>

Mulla, D.J., Huyck, L.M., Reganold, J.P., 1992. Temporal Variation in Aggregate Stability on Conventional and Alternative Farms. *Soil Science Society of America Journal* 56, 1620–1624. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600050047x>

Mylavarapu, R., Zinati, G., 2009. Improvement of soil properties using compost for optimum parsley production in sandy soils. *Scientia Horticulturae* 120, 426–430. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2008.11.038>

N

Nadler, A., Levy, G.J., Keren, R., Eisenberg, H., 1996. Sodic Calcareous Soil Reclamation as Affected by Water Chemical Composition and Flow Rate. *Soil Science Society of America Journal* 60, 252–257. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000010038x>

N'dayegamiye, A., Angers, D.A., 1990. Effets de l'apport prolongé de fumier de bovins sur quelques propriétés physiques et biologiques d'un loam limoneux neuboisé sous culture de maïs. *Can. J. Soil. Sci.* 70, 259–262. <https://doi.org/10.4141/cjss90-027>

Nearing, M., Bradford, J., Holtz, R., 1987. Measurement of Waterdrop Impact Pressures on Soil Surfaces¹. *Soil Science Society of America Journal - SSSAJ* 51. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050038x>

Nehls, T., Rokia, S., Mekiffer, B., Schwartz, C., Wessolek, G., 2012. Contribution of bricks to urban soil properties. *Journal of Soils and Sediments* 13, 575–584. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0559-0>

Nehls, T., Schwartz, C., Kim, K.-H.J., Kaupenjohann, M., Wessolek, G., Morel, J.-L., 2015. Letter to the editors: Phyto-P-mining—secondary urban green recycles phosphorus from soils constructed of urban wastes. *J Soils Sediments* 15, 1667–1674. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-1023-0>

Nelson, Y.M., Lion, L.W., Ghiorse, W.C., Shuler, M.L., 1999. Production of Biogenic Mn Oxides by *Leptothrix discophora* SS-1 in a Chemically Defined Growth Medium and Evaluation of Their Pb Adsorption Characteristics. *Appl Environ Microbiol* 65, 175–180.



Nimmo, J.R., 2013. Porosity and Pore Size Distribution, in: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier, p. B9780124095489053000. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.05265-9>

Nimmo, J.R., 2005. AGGREGATION | Physical Aspects, in: Hillel, D. (Ed.), Encyclopedia of Soils in the Environment. Elsevier, Oxford, pp. 28–35. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00532-4>

Nimmo, J.R., Park, M., 2004. Aggregation: Physical Aspects. Physical Aspects 11.

Nimmo, J.R., Perkins, K., 2002. Aggregate stability and size distribution, in: Methods of Soil Analysis.

Ninan, K.N., Inoue, M., 2013. Valuing forest ecosystem services: What we know and what we don't. Ecological Economics 93, 137–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.05.005>

O

Oades, J.M., 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. Geofisica Internacional 56, 377–400. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90123-3](https://doi.org/10.1016/0016-7061(93)90123-3)

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>

Oades, J.M., Waters, A.G., 1991. Aggregate hierarchy in soils. Soil Res. 29, 815–828. <https://doi.org/10.1071/sr9910815>

Obour, P.B., Lamandé, M., Edwards, G., Sørensen, C.G., Munkholm, L.J., 2017. Predicting soil workability and fragmentation in tillage: a review. Soil Use and Management 33, 288–298. <https://doi.org/10.1111/sum.12340>

O'Geen, A.T., Elkins, R., Lewis, D., 2006. Erodibility of Agricultural Soils, with Examples in Lake and Mendocino Counties 6.

Olszewski, M.W., Holmes, M.H., Young, C.A., 2010. Assessment of Physical Properties and Stonecrop Growth in Green Roof Substrates Amended with Compost and Hydrogel. HortTechnology 20, 438–444. <https://doi.org/10.21273/HORTTECH.20.2.438>

Ontl, T.A., Cambardella, C.A., Schulte, L.A., Kolka, R.K., 2015. Factors influencing soil aggregation and particulate organic matter responses to bioenergy crops across a topographic gradient. Geoderma. 255-256: 1-11. 255–256, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.04.016>

O'Riordan, R., Davies, J., Stevens, C., Quinton, J.N., Boyko, C., 2021. The ecosystem services of urban soils: A review. Geoderma 395, 115076. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115076>

Osborn, J., 1969. The effect of wetting agents and water repellency on the germination and establishment of grass.

Osborn, J., Letey, J., DeBano, F., Terry, E., 1967. Seed Germination and Establishment as Affected by Non-Wettable Soils and Wetting Agents. Ecology 48, 494–497. <https://doi.org/10.2307/1932685>



Oster, J.D., Shainberg, I., Wood, J.D., 1980. Flocculation Value and Gel Structure of Sodium/Calcium Montmorillonite and Illite Suspensions. *Soil Science Society of America Journal* 44, 955–959. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050016x>

P

Parker, J., Baro, M., 2019. Green Infrastructure in the Urban Environment: A Systematic Quantitative Review. *Sustainability* 11, 3182. <https://doi.org/10.3390/su11113182>

Parker, J., Simpson, G.D., 2018. Visitor Satisfaction with a Public Green Infrastructure and Urban Nature Space in Perth, Western Australia. *Land* 7, 159. <https://doi.org/10.3390/land7040159>

Paulin, B., O'Malley, P., 2008. Compost production and use in horticulture. *Bulletins* 4000 -.

Pey, B., 2010. Contribution de la faune du sol au fonctionnement et à l'évolution des Technosols (phdthesis). Institut National Polytechnique de Lorraine.

Pey, B., Cortet, J., Capowiez, Y., Nahmani, J., Watteau, F., Schwartz, C., 2014. Technosol composition affects *Lumbricus terrestris* surface cast composition and production. *Ecological Engineering* 67, 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.039>

Piccolo, A., Mbagwu, J.S.C., 1999. Role of Hydrophobic Components of Soil Organic Matter in Soil Aggregate Stability. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1801–1810. <https://doi.org/10.2136/sssaj1999.6361801x>

Pinheiro-Dick, D., Schwertmann, U., 1996. Microaggregates from Oxisols and Inceptisols: dispersion through selective dissolutions and physicochemical treatments. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(96\)00047-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(96)00047-X)

Pison, G., 2019. Atlas de la population mondiale de Gilles Pison - Editions Autrement. Autrement.

Pojasok, T., Kay, B.D., 1990. Effect of root exudates from corn and brome grass on soil structural stability. *Can. J. Soil. Sci.* 70, 351–362. <https://doi.org/10.4141/cjss90-036>

Portella, C., Fatima, M., Feller, C., Fonseca, I., Filho, J., 2012. Soil aggregation under different management systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 36, 1868–1877. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600021>

Pouyat, R., Groffman, P., Yesilonis, I., Hernandez, L., 2002. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. *Environ Pollution* 116:S107-S118. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 116 Suppl 1, S107-18. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00263-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00263-9)

Pouyat, R., Page-Dumroese, D., Patel-Weynand, T., Geiser, L. (Eds.), 2020. *Forest and Rangeland Soils of the United States Under Changing Conditions: A Comprehensive Science Synthesis*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-45216-2>

Pouyat, R., Szlávecz, K., Yesilonis, I.D., Groffman, P., Schwarz, K., 2010. Chemical, physical, and biological characteristics of urban soils. *Urban ecosystem ecology* 119–152.

Pouyat, R., Trammell, T., 2019. Climate change and urban forest soils. pp. 189–211. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63998-1.00010-0>

Powlson, D.S., Bhogal, A., Chambers, B.J., Coleman, K., Macdonald, A.J., Goulding, K.W.T., Whitmore, A.P., 2012. The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or



organic material additions in England and Wales: A case study. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 146, 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.004>

Pruvost, C., 2018. *Potentiel de la Biodiversité dans la construction de Technosols à partir de déchets urbains* (These de doctorat). Paris Est.

Pruvost, C., Mathieu, J., Nunan, N., Gigon, A., Pando, A., Lerch, T.Z., Blouin, M., 2020. Tree growth and macrofauna colonization in Technosols constructed from recycled urban wastes. *Ecological Engineering* 153, 105886. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105886>

Puget, P., Angers, D.A., Chenu, C., 1998. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 55–63.

Puget, P., Chenu, C., Balesdent, J., 1995. Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils. *European Journal of Soil Science* 46, 449–459. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1995.tb01341.x>

Pugh, T.A.M., MacKenzie, A.R., Whyatt, J.D., Hewitt, C.N., 2012. Effectiveness of Green Infrastructure for Improvement of Air Quality in Urban Street Canyons. *Environ. Sci. Technol.* 46, 7692–7699. <https://doi.org/10.1021/es300826w>

Q

Quirk, J.P., Schofield, R.K., 1955. The Effect of Electrolyte Concentration on Soil Permeability. *Journal of Soil Science* 6, 163–178. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1955.tb00841.x>

R

Ramesh, T., Bolan, N.S., Kirkham, M.B., Wijesekara, H., Kanchikerimath, M., Srinivasa Rao, C., Sandeep, S., Rinklebe, J., Ok, Y.S., Choudhury, B.U., Wang, H., Tang, C., Wang, X., Song, Z., Freeman II, O.W., 2019. Chapter One - Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: A review, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 1–107. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.02.001>

Ramstein, G., 2011. Climates of the Earth and Cryosphere Evolution. *Surv Geophys* 32, 329. <https://doi.org/10.1007/s10712-011-9140-4>

Rasse, D., Smucker, A., Santos, D., 2000. Alfalfa Root and Shoot Mulching Effects on Soil Hydraulic Properties and Aggregation. *Soil Science Society of America Journal - SSSAJ* 64. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642725x>

Redman, C.L., 1999. *Human Impact on Ancient Environments*. University of Arizona Press.

Reichert, J.M., Darrell, N., Favaretto, N., Huang, C., Blume, E., 2009. Settling Velocity, Aggregate Stability, and Interrill Erodibility of Soils Varying in Clay Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal* 73. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0067>

Reichert, J.M., Norton, L.D., 1994. AGGREGATE STABILITY AND RAIN-IMPACTED SHEET EROSION OF AIR-DRIED AND PREWETTED CLAYEY SURFACE SOILS UNDER INTENSE RAIN. *Soil Science* 158, 159–169.

Rengasamy, P., 1983. Clay dispersion in relation to changes in the electrolyte composition of dialysed red-brown earths. *Journal of Soil Science* 34, 723–732. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1983.tb01067.x>



- Rengasamy, P., Olsson, K.A., 1991. Sodicity and soil structure. *Soil Res.* 29, 935–952. <https://doi.org/10.1071/sr9910935>
- Rennert, T., Kaufhold, S., Händel, M., Schuth, S., Meißner, S., Totsche, K.U., 2011. Characterization of a Technosol developed from deposited flue-dust slurry and release of inorganic contaminants. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 174, 721–731. <https://doi.org/10.1002/jpln.201000345>
- Rezacova, V., Czakó, A., Stehlík, M., Mayerová, M., Šimon, T., Smatanová, M., Madaras, M., 2021. Organic fertilization improves soil aggregation through increases in abundance of eubacteria and products of arbuscular mycorrhizal fungi. *Sci Rep* 11, 12548. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-91653-x>
- Richardson, D.M., Holmes, P.M., Esler, K.J., Galatowitsch, S.M., Stromberg, J.C., Kirkman, S.P., Pyšek, P., Hobbs, R.J., 2007. Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions* 13, 126–139. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00314.x>
- Ries, L., Debinski, D.M., Wieland, M.L., 2001. Conservation Value of Roadside Prairie Restoration to Butterfly Communities. *Conservation Biology* 15, 401–411. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015002401.x>
- Rietveld, H.M., 1969. A profile refinement method for nuclear and magnetic structures. *Journal of Applied Crystallography* 2, 65–71. <https://doi.org/10.1107/S0021889869006558>
- Rillig, M.C., Aguilar-Trigueros, C.A., Bergmann, J., Verbruggen, E., Veresoglou, S.D., Lehmann, A., 2015. Plant root and mycorrhizal fungal traits for understanding soil aggregation. *New Phytologist* 205, 1385–1388. <https://doi.org/10.1111/nph.13045>
- Rillig, M.C., Mummey, D.L., 2006. Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist* 171, 41–53. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01750.x>
- Ritchie, H., Roser, M., 2018. Urbanization. *Our World in Data*.
- Robert, M., Hardy, M., Elsass, F., 1991. Crystallochemistry, properties and organization of soil clays derived from major sedimentary rocks in France. *Clay Minerals* 26, 409–420. <https://doi.org/10.1180/claymin.1991.026.3.09>
- Robinson, D.A., Lebron, I., Vereecken, H., 2009. On the Definition of the Natural Capital of Soils: A Framework for Description, Evaluation, and Monitoring. *Soil Science Society of America Journal* 73, 1904–1911. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0332>
- Robinson, D.A., Phillips, C.P., 2001. Crust development in relation to vegetation and agricultural practice on erosion susceptible, dispersive clay soils from central and southern Italy. *Soil and Tillage Research* 60, 1–9. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00166-0](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00166-0)
- Rodionov, A., Amelung, W., Urusevskaja, I., Zech, W., 2001. Origin of the enriched labile fraction (ELF) in Russian Chernozems with different site history. *Geoderma* 102, 299–315. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00038-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00038-6)
- Rokia, S., 2014. Contribution à la modélisation des processus d'agrégation et de transfert d'éléments nutritifs dans les Technosols construits à partir de déchets (These de doctorat). Université de Lorraine.



Rokia, S., Séré, G., Schwartz, C., Deeb, M., Fournier, F., Nehls, T., Damas, O., Vidal-Beaudet, L., 2014. Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste Management* 34, 2155–2162. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.016>

Rossiter, D., 2007. Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources (5 pp). *Journal of Soils and Sediments* 7, 96–100. <https://doi.org/10.1065/jss2007.02.208>

Ruby, M.V., Davis, Andy., Nicholson, Andrew., 1994. In Situ Formation of Lead Phosphates in Soils as a Method to Immobilize Lead. *Environ. Sci. Technol.* 28, 646–654. <https://doi.org/10.1021/es00053a018>

Ruiz-Vera, V.M., Wu, L., 2006. Influence of Sodicty, Clay Mineralogy, Prewetting Rate, and Their Interaction on Aggregate Stability. *Soil Science Society of America Journal* 70, 1825–1833. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0285>

S

Sandor, J., Burras, C.L., Thompson, M., 2005. FACTORS OF SOIL FORMATION | Human Impacts, in: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 520–532. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00032-1>

Satterthwaite, D., 2007. The Transition to a Predominantly Urban World and its Underpinnings.

Savery, N., Chastel, L., 2009. The importance and value of urban and regional planning. *Australian Planner* 46, 6–9. <https://doi.org/10.1080/07293682.2009.10753400>

Sax, M.S., Bassuk, N., van Es, H., Rakow, D., 2017. Long-term remediation of compacted urban soils by physical fracturing and incorporation of compost. *Urban Forestry & Urban Greening* 24, 149–156. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.023>

Scalenghe, R., Ferraris, S., 2009. The First Forty Years of a Technosol. *Pedosphere* 19, 40–52. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(08\)60082-X](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(08)60082-X)

Schofield, R.K., 1953. The Deflocculation of Kaolinite Suspensions and the Accompanying Change-Over from Positive to Negative Chloride Adsorption. <https://doi.org/10.1180/CLAYMIN.1953.002.9.08>

Scholtus, N., 2003. Altération pédogénétique des argilites du Callovo-Oxfordien soumises à la végétalisation (These de doctorat). Vandoeuvre-les-Nancy, INPL.

Schulten, H.-R., Leinweber, P., Sorge, C., 1993. Composition of organic matter in particle-size fractions of an agricultural soil. *Journal of Soil Science* 44, 677–691. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1993.tb02332.x>

Schulz, S., Brankatschk, R., Dümig, A., Kögel-Knabner, I., Schloter, M., Zeyer, J., 2013. The role of microorganisms at different stages of ecosystem development for soil formation. *Biogeosciences* 10, 3983–3996. <https://doi.org/10.5194/bg-10-3983-2013>

Séré, G., 2007. Fonctionnement et évolution pédogénétiques de Technosols issus d'un procédé de construction de sol (phdthesis). Institut National Polytechnique de Lorraine.

Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Renat, J.-C., Watteau, F., Villemin, G., Morel, J.-L., 2010. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *Journal of Soils and Sediments* 10, 1246–1254. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0206-6>



Séré, G., Schwartz, C., Ouvrard, S., Sauvage, C., Renat, J.-C., Morel, J.-L., 2008. Soil construction: A step for ecological reclamation of derelict lands. *Journal of Soils and Sediments* 8, 130–136. <https://doi.org/10.1065/jss2008.03.277>

Shainberg, I., Alperovitch, N., Keren, R., 1988. Effect of Magnesium on the Hydraulic Conductivity of Na-Smectite-Sand Mixtures. *Clays Clay Miner.* 36, 432–438. <https://doi.org/10.1346/CCMN.1988.0360508>

Shainberg, I., Letey, J., 1984. Response of soils to sodic and saline conditions. *Hilgardia* 52, 1–57.

Shainberg, I., Levy, G.J., Rengasamy, P., Frenkel, H., 1992. Aggregate stability and seal formation as affected by drops' impact energy and soil amendments. *Soil science (USA)*.

Shainberg, I., Singer, M.J., Janitzky, P., 1987. Effect of aluminum and iron oxides on hydraulic conductivity of sandy loam soil. *Soil Science Society of America journal*.

Short, J.R., Fanning, D.S., McIntosh, M.S., Foss, J.E., Patterson, J.C., 1986. Soils of the Mall in Washington, DC: I. Statistical Summary of Properties. *Soil Science Society of America Journal* 50, 699–705. <https://doi.org/10.2136/sssaj1986.03615995005000030030x>

Silva, R., Fleskens, L., van Delden, H., Ploeg, M., 2018. Incorporating soil ecosystem services into urban planning: status, challenges, and opportunities. *Landscape Ecology* 33. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0652-x>

Šimanský, V., Polláková, N., Pospíšilová, L., Jonczak, J., Parzych, A., 2017. Stabilization of water-stable aggregates under forest and agricultural soils. *Acta fytotechnica et zootechnica* 20, 66–71. <https://doi.org/10.15414/afz.2017.20.03.66-71>

Sinclair, P., Nordquist, G., Herschend, F., Isendahl, C., 2010. *The Urban Mind Cultural and Environmental Dynamics*.

Singer, M.J., 2015. *Basic Principles of Pedology*, in: *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09290-3>

Singer, M.J., Southard, R.J., Warrington, D.N., Janitzky, P., 1992. Stability of Synthetic Sand-Clay Aggregates after Wetting and Drying Cycles. *Soil Science Society of America journal* 56, 1843–1848. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600060032x>

Singh, M.K., Singh, S., Ghoshal, N., 2017. Impact of land use change on soil aggregate dynamics in the dry tropics. *Restoration Ecology* 25, 962–971. <https://doi.org/10.1111/rec.12523>

Singh, S., Chandran, P., 2015. SOIL GENESIS AND CLASSIFICATION “Upon this handful of soil our survival depends. Husband it and it will grow our food, our fuel and our shelter and surround us with beauty. Abuse it and the soil will collapse and die, taking humanity with it.” – Vedas Sanskrit scripture-1500 BC. pp. 57–96.

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Deneff, K., 2004. A History of Research on the Link Between (Micro)Aggregates, Soil Biota, and Soil Organic Matter Dynamics. *Soil and Tillage Research* 79, 7–31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>

Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture.



Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W., 1998. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal* 62. <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x>

Skidmore, E.L., Layton, J.B., 1992. Dry-Soil Aggregate Stability as Influenced by Selected Soil Properties. *Soil Science Society of America Journal* 56, 557–561. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600020034x>

Smagin, A.V., Sadovnikova, N.B., 2015. Creation of soil-like constructions. *Eurasian Soil Sc.* 48, 981–990. <https://doi.org/10.1134/S1064229315090100>

Snyder, V.A., Vázquez, M.A., 2005. STRUCTURE, in: Hillel, D. (Ed.), *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, Oxford, pp. 54–68. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00533-6>

Sodhi, G.P.S., Beri, V., Benbi, D.K., 2009. Soil aggregation and distribution of carbon and nitrogen in different fractions under long-term application of compost in rice–wheat system. *Soil and Tillage Research*, Contains papers from HighLand 2006: Land Degradation and Soil and Water Conservation in Tropical Highlands, Mekelle, Ethiopia, 21-25 September 2006 103, 412–418. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.12.005>

Soil Survey Staff, 1999. *Soil Taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys*, 2nd edition. ed, Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook.

Somerville, P.D., Farrell, C., May, P.B., Livesley, S.J., 2020. Biochar and compost equally improve urban soil physical and biological properties and tree growth, with no added benefit in combination. *Science of The Total Environment* 706, 135736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135736>

Somerville, P.D., May, P.B., Livesley, S.J., 2018. Effects of deep tillage and municipal green waste compost amendments on soil properties and tree growth in compacted urban soils. *Journal of Environmental Management* 227, 365–374. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.004>

Spaccini, R., Piccolo, A., 2017. Soil Organic Carbon stabilization in compost amended soils. Presented at the Global Symposium on Soil Organic Carbon, Rome, Italy, pp. 21–23.

Starbuck, C., 2008. *Improving Lawn and Landscape Soils*. University of Missouri Extension 4.

Steffen, W., Persson, Å., Deutsch, L., Zalasiewicz, J., Williams, M., Richardson, K., Crumley, C., Crutzen, P., Folke, C., Gordon, L., Molina, M., Ramanathan, V., Rockström, J., Scheffer, M., Schellnhuber, H.J., Svedin, U., 2011. The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship. *Ambio* 40, 739–761. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0185-x>

Stewart, B.A., Hartge, K.H., 1995. *Soil Structure: Its Development and Function*. CRC Press.

Suarez, D.L., Rhoades, J.D., Lavado, R., Grieve, C.M., 1984. Effect of pH on Saturated Hydraulic Conductivity and Soil Dispersion. *Soil Science Society of America Journal* 48, 50–55. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800010009x>

Suding, K.N., Gross, K.L., Houseman, G.R., 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 19, 46–53. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.005>



Sullivan, L.A., 1990. Soil organic matter, air encapsulation and water-stable aggregation. *Journal of Soil Science* 41, 529–534. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00084.x>

Suppakittpaisarn, P., Jiang, X., Sullivan, W.C., 2017. Green Infrastructure, Green Stormwater Infrastructure, and Human Health: A Review. *Curr Landscape Ecol Rep* 2, 96–110. <https://doi.org/10.1007/s40823-017-0028-y>

T

Tahir, S., Marschner, P., 2016. Clay addition to sandy soil: effect of clay concentration and ped size on microbial biomass and nutrient dynamics after addition of low C/N ratio residue. *Journal of soil science and plant nutrition* 16, 864–875. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162016005000061>

Tarchitzky, J., Chen, Y., 2002. Rheology of Sodium-montmorillonite suspensions. *Soil Science Society of America Journal* 66, 406–412. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.4060>

TEEB, 2011. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. Earthscan, London and Washington.

Tejada, M., Hernandez, M.T., Garcia, C., 2009. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil & tillage research*.

Ternan, J.L., Elmes, A., Williams, A.G., Hartley, R., 1996. Aggregate Stability of Soils in Central Spain and the Role of Land Management. *Earth Surface Processes and Landforms* 21, 181–193. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199602\)21:2<181::AID-ESP622>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199602)21:2<181::AID-ESP622>3.0.CO;2-7)

Thomas, R.S., Franson, R.L., Bethlenfalvay, G.J., 1993. Separation of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus and root effects on soil aggregation. *Soil Science Society of America journal (USA)*.

Timofeeva, A.S., Nikitchenko, T.V., Fedina, V.V., Akul'shina, I.I., 2017. Effect of Flux on the Hardening of Pellet During Heat Treatment. *Metallurgist* 61, 700–702. <https://doi.org/10.1007/s11015-017-0552-3>

Tisdall, J.M., 1995. *Formation of Soil Aggregates and Accumulation of Soil Organic Matter, in: Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press.

Tisdall, J.M., 1991. Fungal hyphae and structural stability of soil. *Soil Res.* 29, 729–743. <https://doi.org/10.1071/sr9910729>

Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33, 141–163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>

Tiwary, A., Williams, I.D., Heidrich, O., Namdeo, A., Bandaru, V., Calfapietra, C., 2016. Development of multi-functional streetscape green infrastructure using a performance index approach. *Environmental Pollution, Special Issue: Urban Health and Wellbeing* 208, 209–220. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.003>

Tobiašová, E., Barančíková, G., Gömöryová, E., Dębska, B., Banach-Szott, M., 2018. Humus substances and soil aggregates in the soils with different texture. *Soil & Water Res.* 13, 44–50. <https://doi.org/10.17221/31/2017-SWR>

Totsche, K.U., Amelung, W., Gerzabek, M.H., Guggenberger, G., Klumpp, E., Knief, C., Lehdorff, E., Mikutta, R., Peth, S., Pechtel, A., Ray, N., Kögel-Knabner, I., 2018.



Microaggregates in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 181, 104–136. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600451>

Truman, C.C., Bradford, J.M., Ferris, J.E., 1990. Antecedent Water Content and Rainfall Energy Influence on Soil Aggregate Breakdown. *Soil Science Society of America Journal* 54, 1385–1392. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400050030x>

Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., James, P., 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning* 81, 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>

U

UN: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2019. *World Urbanization Prospects 2018: Highlights*. United Nations. <https://doi.org/10.18356/6255ead2-en>

UN: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2012. *World Urbanization Prospects, the 2011 Revision (Report)*.

UNEP, 2017. *Towards a Green Economy Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication [WWW Document]*. UNEP - UN Environment Programme. URL <http://www.unep.org/resources/report/towards-green-economy-pathways-sustainable-development-and-poverty-eradication-10> (accessed 6.23.21).

UNEP: United Nations Environment Programme, 2016. *UNEP Frontiers 2016 Report: Emerging Issues of Environmental Concern*. United Nations. <https://doi.org/10.18356/4392feb8-en>

United Nations, 2018a. *World urbanization prospects: The 2018 revisions*. New York: Department of Economic and Social Affairs.

United Nations, 2018b. *World urbanization prospects: the speed of urbanization around the world*. New York: DESA, UN.

United Nations Environment Programme, 2016. *UNEP Frontiers 2016 Report: Emerging Issues of Environmental Concern*. UN. <https://doi.org/10.18356/4392feb8-en>

Uzarowicz, Ł., 2013. Microscopic and microchemical study of iron sulphide weathering in a chronosequence of technogenic and natural soils. *Geoderma* 197–198, 137–150. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.01.006>

Uzarowicz, Ł., Skiba, S., 2011. Technogenic soils developed on mine spoils containing iron sulphides: Mineral transformations as an indicator of pedogenesis. *Geoderma* 163, 95–108. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.008>

V

Van Den Broek, T.M.W., 1989. *Clay Dispersion and Pedogenesis of Soils with an Abrupt Contrast in Texture. A Hydro-Pedological Approach on Subcatchment Scale*. | ISRIC Library and map collection. Soil Science.

Van der Linden, A., Brusselaers, J., 2020. *Bio-waste in Europe -turning challenges into opportunities*.



Van Olphen, H., 1964. An Introduction to Clay Colloid Chemistry. *Soil Science* 97, 290.

Van-Camp, G., Gentile, A.R., Bujarrabal, B., Jones, R., Olazabal, C., Montanarella, L., Selvaradjou, senthil, 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. Vol. II. Erosion.

Vasenev, V.I., Smagin, A.V., Ananyeva, N.D., Ivashchenko, K.V., Gavrilenko, E.G., Prokofeva, T.V., Patlseva, A., Stoorvogel, J.J., Gosse, D.D., Valentini, R., 2017. Urban Soil's Functions: Monitoring, Assessment, and Management, in: Rakshit, A., Abhilash, P.C., Singh, H.B., Ghosh, S. (Eds.), *Adaptive Soil Management: From Theory to Practices*. Springer, Singapore, pp. 359–409. https://doi.org/10.1007/978-981-10-3638-5_18

Velde, B.B., Meunier, A., 2008. *The Origin of Clay Minerals in Soils and Weathered Rocks*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-75634-7>

Vergnes, A., Blouin, M., Muratet, A., Lerch, T.Z., Mendez-Millan, M., Rouelle-Castrec, M., Dubs, F., 2017. Initial conditions during Technosol implementation shape earthworms and ants diversity. *Landscape and Urban Planning* 159, 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.002>

Vidal Beaudet, L., Rokia, S., Nehls, T., Schwartz, C., 2016. Aggregation and availability of phosphorus in a Technosol constructed from urban wastes. *Journal of Soils and Sediments* 18, np. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1469-3>

Vidal-Beaudet, L., 2018. Du déchet au Technosol fertile : l'approche circulaire du programme français de recherche SITERRE. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.21887>

Vidal-Beaudet, L., Cannavo, P., Schwartz, C., Séré, G., Béchet, B., Legret, M., Peyneau, P.-E., Bataillard, P., Coussy, S., Damas, O., 2017. Using wastes for fertile urban soil construction – The French Research Project SITERRE.

Vidal-Beaudet, L., Rokia, S., Nehls, T., Schwartz, C., 2018. Aggregation and availability of phosphorus in a Technosol constructed from urban wastes. *J Soils Sediments* 18, 456–466. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1469-3>

Vincent, Q., Auclerc, A., Beguiristain, T., Leyval, C., 2018. Assessment of derelict soil quality: Abiotic, biotic and functional approaches. *Science of The Total Environment* 613–614, 990–1002. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.118>

W

Wackernagel, M., Kitzes, J., 2008. Ecological Footprint, in: *Encyclopedia of Ecology*. pp. 1031–1037. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00620-0>

Wagner, S., Cattle, S.R., Scholten, T., 2007. Soil-aggregate formation as influenced by clay content and organic-matter amendment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 170, 173–180. <https://doi.org/10.1002/jpln.200521732>

Wahlström, M., Bergmans, J., Teittinen, T., Bachér, J., Smeets, A., Paduart, A., 2020. Construction and Demolition Waste: challenges and opportunities in a circular economy. *Zenodo*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3778336>

Wall, D.H., Bardgett, R.D., Behan-Pelletier, V., Herrick, J.E., Jones, T.H., Six, J., Strong, D.R., Putten, W.H. van der, Ritz, K., 2012. *Soil Ecology and Ecosystem Services*. OUP Oxford.



Wallis, M.G., Horne, D.J., 1992. Soil Water Repellency, in: Stewart, B.A. (Ed.), *Advances in Soil Science: Volume 20, Advances in Soil Science*. Springer, New York, NY, pp. 91–146. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-2930-8_2

Walsh, D., Glass, K., Morris, S., Zhang, H., McRae, I., Anderson, N., Alfieri, A., Egendorf, S.P., Holberton, S., Owrang, S., Cheng, Z., 2018. Sediment exchange to mitigate pollutant exposure in urban soil. *Journal of Environmental Management* 214, 354–361. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.013>

Walsh, D., McRae, I., Zirngibl, R., Chawla, S., Zhang, H., Alfieri, A., Moore, H., Bailey, C., Brooks, A., Ostock, T., Pong, S., Hard, T., Sullivan, C., Wilding, J., 2019. Generation rate and fate of surplus soil extracted in New York City. *Science of The Total Environment* 650, 3093–3100. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.284>

Waltz, F.C., Quisenberry, V.L., McCarty, L.B., 2003. Physical and Hydraulic Properties of Rootzone Mixes Amended with Inorganics for Golf Putting Greens. *Agronomy Journal* 95, 395–404. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.3950>

Wang, R., Dungait, J.A.J., Creamer, C.A., Cai, J., Li, B., Xu, Z., Zhang, Y., Ma, Y., Jiang, Y., 2015. Carbon and Nitrogen Dynamics in Soil Aggregates under Long-Term Nitrogen and Water Addition in a Temperate Steppe. *Soil Science Society of America Journal* 79, 527–535. <https://doi.org/10.2136/sssaj2014.09.0351>

Watts, C.W., Dexter, A.R., Dumitru, E., Arvidsson, J., 1996. An assessment of the vulnerability of soil structure to destabilisation during tillage. Part I. A laboratory test. *Soil and Tillage Research* 37, 161–174. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(95\)01000-9](https://doi.org/10.1016/0167-1987(95)01000-9)

Weiler, J., Firpo, B.A., Schneider, I.A.H., 2020. Technosol as an integrated management tool for turning urban and coal mining waste into a resource. *Minerals Engineering* 147, 106179. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2019.106179>

WHO Regional Office for Europe, 2016. Urban green spaces and health [WWW Document]. URL <https://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/urban-health/publications/2016/urban-green-spaces-and-health-a-review-of-evidence-2016> (accessed 9.15.21).

Wiesman, Z., 2009. Chapter 6 - Biotechnologies for intensive production of olives in desert conditions, in: Wiesman, Z. (Ed.), *Desert Olive Oil Cultivation*. Academic Press, San Diego, pp. 87–133. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374257-5.00006-3>

Wild, A., 1993. *Soils and the Environment*. Cambridge University Press.

Wilpieszski, R.L., Aufrecht, J.A., Retterer, S.T., Sullivan, M.B., Graham, D.E., Pierce, E.M., Zablocki, O.D., Palumbo, A.V., Elias, D.A., 2019. Soil Aggregate Microbial Communities: Towards Understanding Microbiome Interactions at Biologically Relevant Scales. *Appl Environ Microbiol* 85, e00324-19. <https://doi.org/10.1128/AEM.00324-19>

Wilson, D.C., 2015. *Global waste management outlook*, United Nations Environment Programme: Nairobi.

Wilson, M.J., 1999. The origin and formation of clay minerals in soils: past, present and future perspectives. *Clay Minerals* 34, 7–25. <https://doi.org/10.1180/000985599545957>

Wu, D., Yu, X., Lai, M., Feng, J., Dong, X., Peng, W., Su, S., Zhang, X., Wan, L., Jacobs, D.F., Zeng, S., 2021. Diversified effects of co-planting landscape plants on heavy metals pollution



remediation in urban soil amended with sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials* 403, 123855. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123855>

Wuddivira, M., Camps-Roach, G., 2006. Effects of organic matter and calcium on soil structural stability. *European Journal of Soil Science* 58, 722–727. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00861.x>

Wuddivira, M.N., Stone, R.J., Ekwe, E.I., 2021. Soil texture, mineralogy, and organic matter effects on structural stability and soil loss of selected Trinidad soils after rainfall. *Tropical Agriculture* 98.

X

Xu, J., Tang, Y., Zhou, J., 2017. Effect of drying–wetting cycles on aggregate breakdown for yellow–brown earths in karst areas. *Geoenviron Disasters* 4, 20. <https://doi.org/10.1186/s40677-017-0084-y>

Y

Yadav, J.S.P., Girdhar, I.K., 1981. The effects of different magnesium: calcium ratios and sodium adsorption ratio values of leaching water on the properties of calcareous versus noncalcareous soils. *Soil Science* 131, 194.

Ye, R., Parajuli, B., Sigua, G., 2019. Subsurface Clay Soil Application Improved Aggregate Stability, Nitrogen Availability, and Organic Carbon Preservation in Degraded Ultisols with Cover Crop Mixtures. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 83, 597–604. <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.12.0496>

Yilmaz, D., Cannavo, P., Séré, G., Vidal-Beaudet, L., Legret, M., Damas, O., Peyneau, P.-E., 2018. Physical properties of structural soils containing waste materials to achieve urban greening. *J Soils Sediments* 18, 442–455. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1524-0>

Yoshikawa, S., Kuroda, Y., Ueno, H., Kajjura, M., Ae, N., 2018. Effect of phenolic acids on the formation and stabilization of soil aggregates. *Soil Science and Plant Nutrition* 64, 323–334. <https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1431011>

Yousaf, M., Ali, O.M., Rhoades, J.D., 1987. Dispersion of Clay from Some Salt-Affected, Arid Land Soil Aggregates. *Soil Science Society of America journal* 51, 920–924. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100040017x>

Yuan, H., Shen, L., 2011. Trend of the research on construction and demolition waste management. *Waste Management* 31, 670–679. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.030>

Z

Zaher, H., Caron, J., 2008. Aggregate slaking during rapid wetting: Hydrophobicity and pore occlusion. *Canadian Journal of Soil Science* 88, 85–97. <https://doi.org/10.4141/CJSS07021>

Zaher, H., Caron, J., Ouaki, B., 2005. Modeling Aggregate Internal Pressure Evolution following Immersion to Quantify Mechanisms of Structural Stability. *Soil Science Society of America Journal* 69, 1–12. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0001>

Zejun, T., Tingwu, L., Zhang, Q., Jun, Z., 2002. The Sealing Process and Crust Formation at Soil Surface under the Impacts of Raindrops and Polyacrylamide. 12th ISCO Conference, Beijing, China 22.



Zemlyanitskiy LT, 1963. Characteristics of the soils in the cities. *Soviet Soil Sci* 468–475.

Zeng, Q., Darboux, F., Man, C., Zhu, Z., An, S., 2018. Soil aggregate stability under different rain conditions for three vegetation types on the Loess Plateau (China). *CATENA* 167, 276. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.05.009>

Zhang, H., 1994. Organic matter incorporation affects mechanical properties of soil aggregates. *Soil and Tillage Research* 31, 263–275. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(94\)90085-X](https://doi.org/10.1016/0167-1987(94)90085-X)

Zhang, X.C., Miller, W.P., 1996. Polyacrylamide Effect on Infiltration and Erosion in Furrows. *Soil Science Society of America Journal* 60, 866–872. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000030027x>

Zhou, Z.C., Shangguan, Z.P., 2007. The effects of ryegrass roots and shoots on loess erosion under simulated rainfall. *CATENA* 70, 350–355. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.11.002>

Zichella, L., Dino, G.A., Bellopede, R., Marini, P., Padoan, E., Passarella, I., 2020. Environmental impacts, management, and potential recovery of residual sludge from the stone industry: The piedmont case. *Resources Policy* 65, 101562. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.101562>



Annexes

Annexe 1.1. Liste de communications

Posters

El Farricha, S., Coussy, S., Emmanuel, J., (2019). Filière de construction de sol - fabrication d'agrégats à partir de déchets avec l'incorporation d'argiles réactives. Présenté au Séminaire prospectif du **Programme scientifique 'Risques naturels et résilience des territoires'**, BRGM.

Communications orales

El Farricha, S., Coussy, S., Joussein, E., Richard, J.-Y., Curvers, C., Fourvel, G., Hedeivin, X., Bataillard, P., (2019). Incorporation des argiles réactives dans les matériaux dédiés aux filières de construction de sol. Travaux présentés à : **'les 4es rencontres nationales de la recherche sur les sites et sols pollués'**, ADEME.

El Farricha, S., Coussy, S., Joussein, E., Bataillard, P., (2021). Fabrication de sols urbains à partir de déchets : Recherche sur l'incorporation d'argiles réactives dans les matériaux dédiés aux filières de construction de sol. Travaux présentés à : **'Groupement d'intérêt scientifique sur les friches industrielles (GISFI)'**, Webinaire.

El Farricha, S., Coussy, S., Joussein, E., (2021). Fabrication de sols urbains à partir de déchets : Recherche sur l'incorporation d'argiles réactives dans les matériaux dédiés aux filières de construction de sol. Travaux présentés à : **'Inventaire, Gestion et Conservation Des Sols (IGCS) - Comment la prise en compte des sols participe-t-elle à l'atteinte des objectifs de développement durable des territoires ?'**, Webinaire.

El Farricha, S., Coussy, S., Joussein, E., (2021). Fabrication de sols urbains à partir de déchets : Recherche sur l'incorporation d'argiles réactives dans les matériaux dédiés aux filières de construction de sol. Travaux présentés à : **'Programme scientifique RISQIMPACT : gestion des impacts miniers et industriels'**, Webinaire.

El Farricha, S., Coussy, S., Joussein, E., (2021). Fabrication de sols urbains à partir de déchets : Recherche sur l'incorporation d'argiles réactives dans les matériaux dédiés aux filières de construction de sol. Travaux présentés à : **'Journées thématiques de l'école doctorale Chimie, Écologie, Géoscience, Agrosociences'**, Webinaire.

El Farricha, S., Coussy, S., Joussein, E., Richard, J.-Y., Curvers, C., Fourvel, G., Hedeivin, X., Bataillard, P., (2021). Research on the incorporation of reactive clays in materials dedicated to the soil construction industry. Travaux présentés à : **'Sustainable Cities and Communities Managing Urban Environment : Technologies and Methodologies for the Management and Reuse of Soils and Sediments - Eurosoil'**, Webinaire

Articles scientifiques

El Farricha, S., Coussy, S., Joussein, E., Bataillard, P., (2021). Manufacturing soil aggregates from wastes materials: impact of the addition of clay minerals and compost on the structural stability [Submitted for publication]



Fabrication d'agrégats à partir de déchets : Recherche sur l'incorporation d'argiles réactives dans les matériaux dédiés aux filières de construction de sol

La construction de sols à partir de déchets encourage la transition d'une économie linéaire vers une économie circulaire en recyclant les matériaux pour produire des sols fertiles pour les communautés. Dans ces travaux de thèse, nous explorons l'incorporation de déchets riches en argiles réactives dans le processus de construction de sol pour mieux comprendre comment la nature des déchets, les propriétés physiques et les méthodes de construction de sol influencent l'agrégation à l'échelle du laboratoire et d'un site-pilote. Les résultats de laboratoire montrent que la minéralogie et la proportion d'argiles incorporées influencent principalement la production d'agrégats de 1 à 3 mm et la stabilité structurale à sec, tandis que l'ajout de compost mature influence principalement les agrégats de plus de 3 mm. Le mouvement rotationnel automatisé d'un disque bouletteur permet un mélange uniforme des déchets et la production significative d'agrégats entre 1 et 5 mm. Ces résultats valident le potentiel d'agrégation de la méthode de construction de sol par bouletage et son principe de fonctionnement. La stabilité structurale humide des agrégats peut être améliorée en augmentant l'humidité dans leurs espaces poreux ou en augmentant l'hydrophobicité globale pour réduire la pression interne des agrégats. L'expérience en pot à l'échelle du laboratoire démontre l'influence de la croissance de la végétation sur l'agrégation du sol. Les racines impactent la formation des agrégats au-delà de 5 mm, et le couvert végétal protège les agrégats de surface évitant ainsi une réduction de la taille des agrégats. Pour cette raison, la mise en place de végétation sur les sols construits peut être très bénéfique, car les racines peuvent favoriser l'agrégation et la stabilité, tandis que la couverture végétale peut protéger la surface du sol, lui donnant suffisamment de temps pour améliorer sa stabilité. L'étude à l'échelle du site-pilote utilise un cylindre bouletteur et examine l'impact des argiles et de la matière organique sur l'évolution de la stabilité des agrégats humides sur sept mois. La teneur en argiles peut être bénéfique pour stabiliser les microagrégats, mais seulement lorsqu'un pourcentage suffisant de compost est ajouté. L'amélioration de la stabilité des agrégats humides dans le temps est un indicateur positif de la viabilité biologique et de la fertilité de ces sols construits. Ceci est encore confirmé par la production de biomasse, principalement corrélée au pourcentage de compost ajouté. Les matériaux parentaux sélectionnés se sont révélés avoir un potentiel d'agrégation élevé et ont fourni un support végétal, remplissant le rôle d'un sol fertile.

Mots-clés : agrégation, stabilité des agrégats, sols construits, Technosols, argiles réactives, croissance de la végétation, déchets



Manufacturing aggregates from wastes: Research on the incorporation of reactive clays in materials dedicated to the soil construction process

Soil construction from wastes encourages shifting the paradigm of a linear economy towards a circular one by recycling materials and producing fertile soil for communities. In this thesis work, we explore the incorporation of reactive clay-rich wastes in the soil construction process to further understand how waste materials, physical properties, and construction methods influence aggregation on a laboratory and pilot scale. Laboratory results display that the mineralogy and proportion of incorporated clays mainly influence the production of 1-3 mm aggregates, and the dry structural stability, while mature compost addition mainly influences aggregates over 3 mm. The automated, rotational movement of the pelletizing disc allows uniform mixing of the waste, leaving only 4% of the materials unaggregated, and producing significantly more aggregates between 1 and 5 mm. These results validate the aggregation potential of the pelletizing construction method and its operating principle. Wet structural stability of aggregates can be improved by increasing the humidity in their pore spaces or increasing the overall water repellency through hydrophobicity to reduce the aggregates' internal pressure. The laboratory-scale pot experiment demonstrates the influence of vegetation growth on soil aggregation. Roots impact the formation of aggregates above 5 mm, and the vegetation cover protects surface aggregates from weathering, thus avoiding a reduction in the size of the aggregates. For this reason, vegetating constructed soils can be very beneficial as roots can promote aggregation and stability, while vegetation cover can protect the soil surface, giving it ample time to improve its stability. The pilot-scale study uses a pelletizing cylinder and examines the impact of clays and organic matter on the evolution of wet aggregate stability over seven months. The clay content can be beneficial in stabilizing microaggregates, but only when a sufficient percentage of compost is added. The improvement of the wet aggregate stability over time is a positive indicator of these constructed soils' biological viability and fertility. This is further confirmed by the significant biomass production, mainly correlated to the percentage of compost added. The selected parent materials are found to have a high aggregation potential and provided plant support, fulfilling their role as fertile soil.

Keywords: aggregation, aggregate stability, constructed soils, Technosols, reactive clays, vegetation growth, waste materials

