

Faculté des bioingénieurs

Impact à court et long terme du biochar sur les propriétés physiques des sols

Mémoire de fin d'études présenté en vue de
l'obtention du diplôme de Bioingénieur

Auteur : Claire Steens

Promoteur(s) : Prof. Charles Bielders

Lecteur(s) : Yannick Agnan et Martin Zanutel

Année académique 2023-2024

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Bioingénieur en sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens tout d’abord à remercier mon promoteur M. Charles Bielders de m’avoir permis de travailler sur ce mémoire et d’avoir consacré de son précieux temps à suivre ce mémoire tout au long de l’année. Ses conseils et corrections ont été d’une aide précieuse. Je tiens également à le remercier ainsi que Valentine Verlaine et Théo Stoquart pour les trajets et l’aide apportée lors de plusieurs échantillonnages sur le terrain.

Je suis très reconnaissante envers les agriculteurs, M. Alexandre Godfrind et M. Thierry Fagneray, d’avoir accepté que j’aie sur leur champ. Sans cet accord, ce mémoire n’aurait pas été possible.

Je remercie M. Yannick Agnan et Martin Zanutel d’avoir accepté de relire et d’évaluer mon travail. Et plus particulièrement ce dernier pour m’avoir expliqué le fonctionnement du test de Le Bissonnais.

Merci à l’équipe GERU et à la cellule MOCA pour m’avoir accordé l’accès aux différents locaux nécessaires aux analyses des échantillons. Je tiens particulièrement à remercier Olivier Lebbe et Sébastien François pour l’explication de l’utilisation du matériel utilisé, pour l’envoi des données ainsi que pour leur disponibilité à répondre à mes questions concernant l’aspect technique de ce mémoire.

Enfin, je remercie mon papa pour m’avoir aidé à comprendre le fonctionnement du logiciel JMP. Merci également à mon entourage pour le soutien moral.

Table des matières

1.	Introduction.....	1
2.1.	Définition du biochar.....	3
2.2.	Production de biochar	3
2.2.1.	Production de charbon de bois en Wallonie à l'ère préindustrielle : Aire de faulde....	3
2.2.2.	Production industrielle de biochar.....	4
2.3.	Composition du biochar	5
2.4.	Propriétés du biochar	5
2.4.1.	Propriétés physiques.....	5
2.4.2.	Propriétés chimiques.....	7
2.5.	Utilisations du biochar.....	7
2.6.	Impacts du jeune biochar sur le sol.....	8
2.6.1.	Amendement au sol	8
2.6.2.	Masse volumique apparente.....	8
2.6.3.	Porosité	9
2.6.4.	Points particuliers de la courbe de rétention.....	11
2.6.5.	Conductivité hydraulique à saturation.....	13
2.6.6.	Résistance à la pénétration.....	14
2.6.7.	Stabilité structurale.....	15
2.6.8.	Résumé des effets à court terme	15
2.7.	Impact du vieux biochar sur le sol	16
2.7.1.	Masse volumique apparente.....	16
2.7.2.	Porosité	17
2.7.3.	Points particuliers de la courbe de rétention.....	18
2.7.4.	Conductivité hydraulique à saturation.....	19
3.	Objectif et site d'étude.....	20
3.1.	Objectif	20
3.2.	Site d'étude	20
3.2.1.	Identification	20
3.2.2.	Caractéristiques des parcelles.....	21
3.2.2.1.	La Bruyère.....	21
3.2.2.2.	Attert	22

3.2.3.	Traitements et lieux d'échantillonnage.....	23
3.2.4.	Echantillonnages	24
4.	Matériel et méthodes.....	26
4.1.	Masse volumique apparente.....	26
4.2.	Porosité.....	26
4.3.	Points caractéristiques de la courbe de rétention	26
4.3.1.	Casserole à basse pression.....	27
4.3.2.	Casserole à haute pression.....	28
4.4.	Conductivité hydraulique à saturation.....	29
4.4.1.	Infiltromètre simple anneau automatisé	30
4.4.2.	Perméamètre	32
4.5.	Résistance à la pénétration	34
4.6.	Stabilité des agrégats : test de Le Bissonnais	35
4.6.1.	Humectation rapide par immersion dans l'eau.....	36
4.6.2.	Humectation lente par capillarité	36
4.6.3.	Désagrégation mécanique par agitation après réhumectation	36
4.6.4.	Diamètre moyen pondéral (DMP).....	37
4.7.	Stabilité structurale : QuantiSlake Test	37
4.8.	Analyse statistique	40
5.	Résultats	41
5.1.	Masse volumique apparente et porosité	41
5.2.	Points particuliers de la courbe de rétention.....	43
5.3.	Conductivité hydraulique à saturation.....	44
5.4.	Résistance à la pénétration	45
5.5.	Stabilité des agrégats : test de Le Bissonnais	47
5.6.	Stabilité structurale : QuantiSlake Test	49
5.7.	Corrélations entre variables	52
6.	Discussion	54
6.1.	Discussion des effets parcelle.....	54
6.2.	Discussion des effets traitements et de l'évolution temporelle	54
6.2.1.	Masse volumique apparente et porosité	54
6.2.2.	Points particuliers de la courbe de rétention.....	55
6.2.3.	Conductivité hydraulique à saturation.....	56

6.2.4.	Résistance à la pénétration.....	57
6.2.5.	Stabilité des agrégats : test de Le Bissonnais.....	57
6.2.6.	Stabilité structurale : QuantiSlake Test.....	58
7.	Conclusion	59
	Bibliographie.....	60
	Annexes	65

Liste des tableaux

Tableau 1 : Composition élémentaire minimale, maximale et moyenne et pH de biochar provenant d'une grande variété de biomasse. Pass correspond au phosphore assimilable (available phosphorus) (European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability., 2010)..	5
Tableau 2 : Impact de différents types et doses de biochar sur la masse volumique apparente (ρ_b [g/cm ³]) pour des sols ayant différentes textures.....	9
Tableau 3 : Impact de différents types et doses de biochar sur la porosité [cm ³ /cm ³] pour des sols ayant différentes textures.....	10
Tableau 4 : Impact de différents types et doses de biochar sur la macroporosité [cm ³ /cm ³] pour des sols ayant différentes textures.....	10
Tableau 5 : Impact du type et de différentes doses de biochar sur la microporosité [cm ³ /cm ³] pour des sols ayant différentes textures	11
Tableau 6 : Impact de différents types et doses de biochar sur la teneur en eau à saturation (θ_s [cm ³ /cm ³]) pour des sols ayant différentes textures	12
Tableau 7 : Impact de différents types et doses de biochar sur la teneur en eau à la capacité au champ (θ_{CC} [cm ³ /cm ³]) pour des sols ayant différentes textures.....	12
Tableau 8 : Impact de différents types et doses de biochar sur la teneur en eau au point de flétrissement permanent (θ_{PFP} [cm ³ /cm ³]) pour des sols ayant différentes textures	13
Tableau 9 : Impact de différents types et doses de biochar sur la réserve en eau utile (REU [cm ³ /cm ³]) pour des sols ayant différentes textures.....	13
Tableau 10 : Impact de différents types et doses de biochar sur la conductivité hydraulique à saturation (K_s [mm/h]) pour des sols ayant différentes textures.....	14
Tableau 11: Impact de différents types et doses de biochar sur la stabilité structurale (DMP – Diamètre Moyen Pondéral [mm]) pour des sols ayant différentes textures	15
Tableau 12 : Effets du jeune biochar sur les propriétés chimiques et biologiques du sol	16
Tableau 13: Impact à long terme de différents charbons de bois sur la masse volumique apparente (ρ_b [g/cm ³]) pour des sols ayant différentes textures	17
Tableau 14 : Impact à long terme de différents charbons de bois sur la porosité [cm ³ /cm ³] pour des sols à texture sableuse	17
Tableau 15: Impact à long terme de différents charbons de bois sur la macroporosité [cm ³ /cm ³] pour des sols ayant différentes textures	18
Tableau 16: Impact à long terme de charbon de bois sur la microporosité [cm ³ /cm ³] pour un sol limoneux et un sol sablo-limoneux	18
Tableau 17 : Impact à long terme de charbon de bois sur la teneur en eau à saturation (θ_s [cm ³ /cm ³]) pour un sol limoneux et un sol sablo-limoneux	18
Tableau 18 : Impact à long terme de différents charbons de bois sur la réserve en eau utile (REU [cm ³ /cm ³]) pour des sols ayant différentes textures	19
Tableau 19: Impact à long terme de différents charbons de bois sur la conductivité hydraulique à saturation (K_s [mm/h]) pour des sols ayant différentes textures.....	19
Tableau 20 : Principales caractéristiques des sols de La Bruyère	21
Tableau 21 : Principales caractéristiques des sols d'Attert.....	23
Tableau 22 : Propriétés générales du jeune biochar.....	24

Tableau 23 : Classes de stabilité et de battance en fonction des valeurs du diamètre moyen pondéral après désagrégation (DMP) (Le Bissonnais et al, 2002)	37
Tableau 24 : Masse volumique apparente, porosité équivalente à θ_s , porosité calculée via l'équation 2 en utilisant la masse volumique du quartz, macroporosité et microporosité pour les différents traitements de chaque site. Les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de $p=0,05$. Les lettres peuvent être comparées d'un site à l'autre	41
Tableau 25 : Résultats de l'ANOVA (p-valeurs) pour l'ensemble des variables mesurées à l'exception du pénétromètre. Une p-valeur < 0,05 (en rouge) est considérée comme significative.	42
Tableau 26: Moyennes et écarts-types des teneurs en eau (teneur en eau volumique à saturation θ_s , teneur en eau volumique à la capacité au champ $\theta_{2,4}$ et teneur en eau volumique au point de flétrissement permanent $\theta_{4,2}$) et de la réserve en eau utile (REU) pour les différents traitements de chaque site. Les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de $p=0,005$. Les lettres peuvent être comparées d'un site à l'autre. (*) Les résultats de l'ANOVA et donc de la comparaison des moyennes sont basés sur une transformation en logarithme des variables. Afin de faciliter les comparaisons entre les variables, les résultats de $\theta_{4,2}$ et REU ne sont pas présentés sous forme de logarithme	43
Tableau 27 : Indicateurs utilisés pour le QuantiSlake Test (W_{end} , $Slope_{300-600}$, Dt_{75-90} et t_{95}) pour les différents traitements sur les sites de La Bruyère et d'Attert. Les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de $p=0,005$. Les lettres peuvent être comparées d'un site à l'autre. (*) Les résultats de l'ANOVA et donc de la comparaison des moyennes sont basées sur une transformation en logarithme des variables. Etant donnée que $Slope_{300-600}$ est négative, ces dernières doivent être représentées sans transformation en logarithme afin de pouvoir comparer de manière précise les données de $Slope_{300-600}$ entre elles.	51
Tableau 28 : Pédologie des sols des échantillons de La Bruyère	66
Tableau 29 : Pédologie des sols des échantillons d'Attert	66

Liste des équations

(1) Définition de la masse volumique apparente	26
(2) Définition de la porosité	26
(3) Définition de la teneur en eau volumique	27
(4) Détermination de la teneur en eau volumique à la capacité au champ	27
(5) Détermination de la teneur en eau volumique à saturation	27
(6) Détermination de la teneur en eau volumique au point de flétrissement	28
(7) Equation de Wooding	31
(8) Détermination du paramètre de forme de l'équation de Wooding, G, via régression	31
(9) Détermination de la conductivité hydraulique à saturation via l'utilisation du perméamètre	33
(10) Détermination du diamètre moyen pondéral	37
(11) Détermination du diamètre moyen pondéral (reformulation)	37

Table de Figures

Figure 1 : Evolution de l'utilisation industrielle du bois dans la région wallonne (Hardy and Dufey, 2015a).....	3
Figure 2 : Etape de la reconstitution de la technique de la meule charbonnière ayant eu lieu en 2012 (Hardy and Dufey, 2015a)	4
Figure 3: Divers types de biomasse et sources de biochar (Nadda, 2023)	5
Figure 4 : Comparaison morphologique entre du jeune biochar (à gauche) et du vieux biochar (à droite) (Nadda, 2023)	7
Figure 5 : Localisation des deux sites d'étude au niveau de la Wallonie	20
Figure 6 : Normales climatiques (précipitation et température) pour la commune de La Bruyère sur la période 1991 - 2020 (Bruyère, n.d.)	21
Figure 7: Normales climatiques (précipitation et température) pour la commune d'Attert sur la période 1991 - 2020 (Attert, n.d.)	22
Figure 8 : Délimitation des parcelles, disposition des blocs d'échantillonnages (zones) et des traitements REF (en bleu), OB (en orange), YB1% (en gris) et YB2% (en jaune) pour le site de La Bruyère (a) et Attert (b).....	24
Figure 9 : Photos de la casserole à basse pression remplie d'échantillons.....	28
Figure 10 : Photos de la casserole haute pression	29
Figure 11 : Photo de Timothée Clement d'un infiltromètre automatisé (à gauche) et schéma des différentes parties non électroniques d'un infiltromètre automatisé (Di Prima, 2015) (à droite)	30
Figure 12 : Système d'acquisition de données (Arduino) de l'infiltromètre simple anneau automatisé	31
Figure 13 : Photo du perméamètre	32
Figure 14 : Schéma du fonctionnement du perméamètre (Royal Eijkelkamp, 2022)	33
Figure 15 : Différentes parties du pénétromètre (Royal Eijkelkamp, 2022)	34
Figure 16 : Mise en pratique du pénétromètre sur le terrain (Royal Eijkelkamp, 2022)	35
Figure 17 : Photo du dispositif QST de l'UCLouvain	38
Figure 18 : Graphique représentant les résultats d'un QST	39
Figure 19 : Graphique de la relation entre la porosité calculée en se basant sur la masse volumique du quartz et la porosité équivalente à la conductivité hydraulique à saturation et ce, présenté via les valeurs moyennes de chaque traitement (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , et la p-valeur sont indiqués en dessous du graphique.	43
Figure 20 : Boîtes à moustaches de la conductivité hydraulique à saturation du perméamètre (a et b) et de l'infiltromètre (c et d) pour tous les types de traitements de La Bruyère (à gauche) et Attert (à droite). Les moyennes accompagnées de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de $p=0,05$. Les lettres peuvent être comparées d'un site à l'autre	44
Figure 21 : Graphique de la relation entre le logarithme du K_s de l'infiltromètre et le logarithme du K_s du perméamètre et ce, présenté via les valeurs moyennes de chaque traitements (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée	

correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , ainsi que la p-valeur sont indiqués en dessous du graphique.....	45
Figure 22: Résistance du sol de La Bruyère à la pénétration pour les quatre traitements (OB, YB1%, YB2% et REF). Les barres d'erreurs correspondent aux écarts-types. Les résultats de l'ANOVA sont représentés par NS (Non significatif – p-valeur > 0,05), * (p-valeur entre 0,05 et 0,01), ** (p-valeur entre 0,01 et 0,001) et *** (p-valeur < 0,001). (*) Les résultats de l'ANOVA et donc de la comparaison des moyennes sont basés sur une transformation en logarithme des variables. Afin de faciliter la visualisation des données, la pression n'est pas présentée sous forme de logarithme dans le graphique	46
Figure 23 : Résistance du sol d'Attert à la pénétration pour les quatre traitements (OB, YB1%, YB2% et REF). Les barres d'erreurs correspondent aux écarts-types. Les résultats de l'ANOVA sont représentés par NS (Non significatif – p-valeur > 0,05), * (p-valeur entre 0,05 et 0,01), ** (p-valeur entre 0,01 et 0,001) et *** (p-valeur < 0,001). (*) Les résultats de l'ANOVA et donc de la comparaison des moyennes sont basés sur une transformation en logarithme des variables. Afin de faciliter la visualisation des données, la pression n'est pas présentée sous forme de logarithme dans le graphique	46
Figure 24 : Résultats de la DMP pour les traitements d'humectation rapide (HR) (a et b), d'humectation lente (HL) (c et d), de désagrégation mécanique (DM) (e et f) et pour la moyenne de ces trois traitements (MT) (g et h) pour les sols de La Bruyère (à gauche) et d'Attert (à droite). Le rouge signifie que les échantillons sont très instables (DMP < 0,4mm), l'orange caractérise les échantillons instables (DMP entre 0,4 et 0,8mm) et le jaune est utilisé pour les échantillons moyennement stables (DMP entre 0,8 et 1,3mm). Les moyennes accompagnées de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de p=0,05. Les lettres peuvent être comparées d'un site à l'autre. (*) Les résultats de l'ANOVA et donc de la comparaison des moyennes sont basés sur une transformation en logarithme des variables. Afin de faciliter les comparaisons entre les variables, le graphique de l'humectation lente n'est pas présenté sous forme de logarithme.....	49
Figure 25 : Distribution du nombre d'échantillons en fonction du temps écoulé pour que chaque échantillon atteigne son poids minimum lors du QuantiSlake Test. Chaque classe de durée est divisée selon la contribution des quatre traitements (la référence (en bleu), le vieux biochar (en orange), le jeune biochar 1% (en gris) et le jeune biochar 2% (en jaune))	50
Figure 26 : Evolution de la masse relative pour la moyenne de chaque traitement lors du début du QuantiSlake Test.....	51
Figure 27: Graphique de la corrélation entre le logarithme du K_s de l'infiltromètre et le logarithme de la réserve en eau utile et ce, présentée via les valeurs moyennes de chaque traitements (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , la p-valeur et l'équation de la droite de régression sont indiqués en dessous du graphique	52
Figure 28 : Graphique de la corrélation entre le logarithme du K_s de l'infiltromètre et le logarithme de la microporosité et ce, présentée via les valeurs moyennes de chaque traitements (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée	

correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , la p-valeur et l'équation de la droite de régression sont indiqués en dessous du graphique	53
Figure 29 : Préparation de boues utilisées pour la casserole à haute pression	67
Figure 30 : Photo de l'intérieur du perméamètre (à gauche) et de la préparation des échantillons (à droite).....	67
Figure 31 : Photo du traitement « Désagrégation mécanique » du test de Le Bissonnais (à gauche) et instrument permettant de mélanger les agrégats dans de l'éthanol à la fin de chaque traitement de Le Bissonnais (à droite)	68
Figure 32 : Graphique de la relation entre le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation de l'infiltromètre et la macroporosité et ce, présenté via les valeurs moyennes de chaque traitements (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , ainsi que la p-valeur sont indiqués en dessous du graphique	70
Figure 33 : Graphique de la relation entre le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation du pénétromètre et la macroporosité et ce, présenté via les valeurs moyennes de chaque traitements (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , ainsi que la p-valeur sont indiqués en dessous du graphique	70
Figure 34 : Graphique de la relation entre le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation du perméamètre et le logarithme de la réserve en eau utile et ce, présenté via les valeurs moyennes de chaque traitements (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , ainsi que la p-valeur sont indiqués en dessous du graphique	71

Liste des abréviations

C Carbone

Ca Calcium

CEC Capacité d'échange cationique

CNSW20 Carte Numérique des Sols de Wallonie

CNSW250 Carte des Principaux Types de Sols de Wallonie au 1/250000

CO Monoxyde de carbone

CO₂ Dioxyde de carbone

COS Carbone organique du sol

CRA-W Centre de Recherche Agronomique Wallon

DM Dégradation mécanique

DMP Diamètre moyen pondéral

EBC Certificat Européen de biochar (European Biochar Certificate)

GES Gaz à effet de serre

H₂ Dihydrogène

HAP Hydrocarbure aromatique polycyclique

HL Humectation lente

HR Humectation rapide

HSD Honestly Significant Difference

IUPAC International Union of Pure and Applied Chemistry

K Potassium

Mg Magnésium

MPa Méga Pascal

MT Moyenne des traitements

N Azote

NO₃⁻ Nitrate

NH₄⁺ Ammonium

OB Ancienne aire de faulde, caractérisant le vieux biochar (old biochar)

P Phosphore

QST QuantiSlake Test

REF Sol servant de référence

REU Réserve en eau utile

WRB Base de référence mondiale de ressources en sol

YB1% Jeune biochar de teneur 1% (en poids)

YB2% Jeune biochar de teneur 2% (en poids)

1. Introduction

La population mondiale est en augmentation et a atteint 8,1 milliards d'individus en 2024 (Worldometer, s. d.). Cette augmentation de population a mené à une expansion de l'urbanisation. Ce changement d'occupation du sol altère les sols jusqu'à une profondeur d'un mètre (Herrmann et al., 2020). L'augmentation de la population et l'expansion de l'urbanisation sont des forces motrices du changement de pratique des systèmes agricoles. La tendance va vers une agriculture intensive, de grande échelle et mécanisée, composée seulement de quelques cultures principales soutenues par l'ajout d'intrants. Cependant, l'utilisation d'herbicides ou de travail du sol sur le long terme peut diminuer la productivité agricole et nuire à l'environnement (MacLaren et al., 2020). Les processus de dégradation les plus importants sont l'érosion, la diminution du carbone organique du sol (COS), la perte de fertilité, l'acidification et la salinisation des sols.

La température globale de surface de la Terre sur la période 2011-2020 est supérieure de 1,9°C à celle de l'ère industrielle. Il s'agit d'une augmentation continue et sans équivoque d'un point de vue historique. Le changement climatique est dû sans équivoque aux activités humaines, et principalement aux gaz à effet de serre qui en découlent. Si le changement climatique se poursuit, il intensifiera encore plus la variabilité du cycle de l'eau, menant par exemple à une intensification des temps secs et pluvieux. Or, ces extrêmes impactent négativement les rendements agricoles.

Les sols agricoles ont le potentiel pour être des sources ou des puits de gaz à effet de serre (Chataut et al., 2023). En effet, la séquestration de carbone dans le sol est une manière d'atténuer le changement climatique (Mukherji et al., s. d.). Le sol est le plus grand réservoir de carbone terrestre. Cependant, il ne s'agit pas d'un réservoir infini et l'obtention de bénéfices concernant l'atténuation du changement climatique n'aura lieu que si des pratiques de gestion durables sont mises en place (Rodrigues et al., 2023).

Le biochar est un résidu relativement stable, riche en carbone, qui résulte de la pyrolyse de la biomasse. Il pourrait être une solution aux problèmes énoncés ci-dessus. Il a le potentiel pour être stocké dans le sol sur le long terme. Si elle n'avait pas été transformée en biochar, la biomasse aurait été brûlée ou compostée pour créer des minéraux alors que la transformation en biochar permet une utilisation conjointe avec des techniques et des stratégies de gestion des déchets.

Afin d'atténuer la perte de qualité des sols due notamment aux activités humaines, le biochar pourrait être utilisé comme amendement sur les terres agricoles. En effet, la plupart des études démontrent les bénéfices du biochar comme amendement. Sa présence permettrait de retirer, via une adsorption sélective, des éléments toxiques et des contaminants organiques (Singh Yadav et al., 2023). Elle améliore également la qualité globale du sol, les activités microbiennes et enzymatiques et la teneur en carbone organique du sol. Les grands impacts qu'on lui attribue sont la prise de nutriments et la rétention de carbone, propriété importante au vu de la situation climatique. Beaucoup de facteurs impactent l'effet du biochar sur le sol. C'est notamment le cas du type de biochar et de sol ou encore du temps que le biochar a passé dans le sol. Il existe des tendances générales mais au vu du grand nombre de cas de figure possibles il n'y a probablement pas de réponse universelle en ce qui concerne le lien entre le biochar et la fertilité du sol (Elkhilfi et al., 2023). C'est pourquoi il est important de réaliser de nombreuses études sur le sujet.

A certains endroits, le sol contient du biochar depuis une centaine d'années. Ces zones riches en « vieux » biochar sont appelées « aires de faulde ». La production de biochar à ces endroits a laissé des marques encore visibles sur le sol. De nouvelles techniques de production de biochar ont vu le jour plus récemment et génèrent du « jeune » biochar qui peut servir d'amendement pour des sols agricoles.

Le but de ce mémoire est de mieux connaître les effets à long et court terme du biochar sur les propriétés physiques de deux parcelles agricoles ayant des textures différentes. Ces parcelles sont, en terme de texture, un sol sablo-limoneux et un sol limoneux. L'investigation de cette question se base sur la thèse *Impact of biochar application on soil physical properties affecting erosion by water in Wallonia*, défendue par Martin Zanutel en 2023 (Zanutel, 2023). Le biochar présent dans le sol évolue dans le temps et dans l'espace. Or, les analyses qu'a faites Martin Zanutel ont eu lieu sur des échantillons prélevés approximativement quatre à cinq mois après l'ajout de jeune biochar. Ce mémoire est effectué trois ans après l'enfouissement du biochar dans le sol. Il est donc intéressant d'évaluer l'impact de la dispersion et de la dégradation du biochar sur les propriétés physiques des sols. Les effets à long terme sont caractérisés par des aires de faulde. Les effets à court terme sont quant à eux caractérisés par du jeune biochar provenant de la pyrolyse de *Picea abies* à une température de 500°C et ayant été appliqué à une teneur en carbone de 1 et 2 % en 2021. Un des buts de ce mémoire est d'approfondir les connaissances concernant les effets à long terme du biochar car ces derniers sont moins étudiés que ceux à court terme.

Ce mémoire est divisé en plusieurs parties. Tout d'abord, l'état de l'art reprend les différentes connaissances liées au biochar, tant concernant ses propriétés que celles du sol quand il est ajouté à ce dernier. Ensuite, la partie Objectif et site d'étude se concentre sur l'objectif de ce mémoire, les caractéristiques des deux sites d'études ainsi que les traitements et lieux et dates d'échantillonnage. La partie suivante se nomme Matériel et méthodes et abordera la manière dont les analyses in situ ou en laboratoire ont été faites afin de déterminer les propriétés physiques des sites d'études. Les résultats sont ensuite présentés, puis discutés. Enfin, la conclusion résume les résultats et présente les perspectives.

2. Etat de l'art

2.1. Définition du biochar

Le biochar peut être défini comme étant de la biomasse pyrolysée dans un environnement contenant peu ou pas d'oxygène. Les conditions de la pyrolyse et les caractéristiques de la matière première définissent les caractéristiques physico-chimiques du biochar (composition, taille des particules, distribution des pores, CEC...). Ces variations impactent le comportement, le transport et la destinée de chaque biochar dans l'environnement (European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability., 2010). Le biochar peut être utilisé comme amendement pour améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols (Panahi et al., 2020).

2.2. Production de biochar

Le biochar est produit via la décomposition thermochimique de biomasse à des températures allant de 200 à 900°C, et ce en présence de peu ou pas d'oxygène. Il existe de nombreuses techniques de production dont certaines remontent à plusieurs siècles (Singh & Singh, 2020).

2.2.1. Production de charbon de bois en Wallonie à l'ère préindustrielle : Aire de faulde

C'est entre 1750 et 1830 que la production de charbon de bois est à son apogée dans les forêts wallonnes (Figure 1). Ce charbon de bois servait à la sidérurgie préindustrielle lors de la fusion du minerai et de l'affinage de la fonte. La demande wallonne en charbon de bois a été estimée à environ 117.000 tonnes par an aux alentours de 1750.

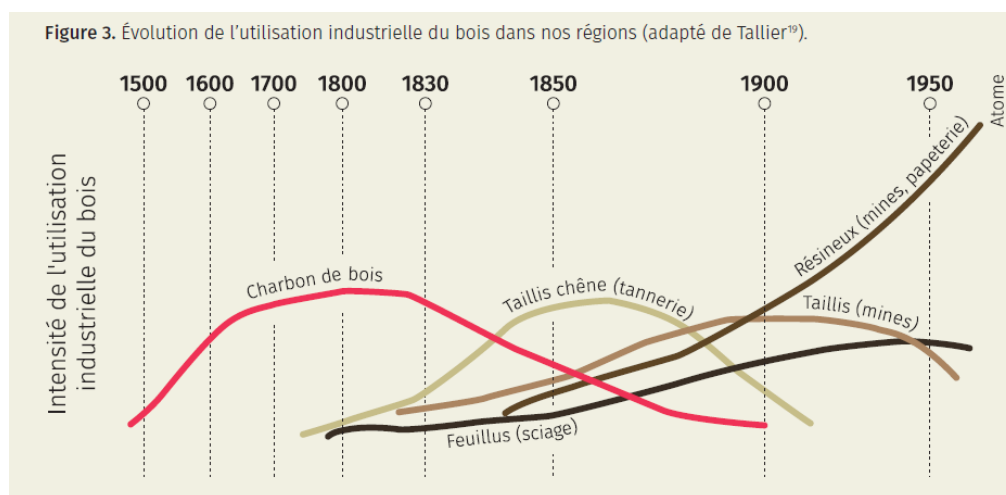


Figure 1 : Evolution de l'utilisation industrielle du bois dans la région wallonne (Hardy and Dufey, 2015a)

Ce charbon de bois est produit dans ce qu'on appelle des aires de faulde. L'intensité de l'activité du charbonnage ainsi que des activités humaines plus récentes déterminent l'étendue de l'impact de l'aire sur le sol. En moyenne, ces aires font 10 mètres de diamètre et leur horizon charbonnier, résidus et poussières de charbon de bois mélangés à de la terre calcinée, est de 35 centimètres d'épaisseur. Ces aires ont une densité spatiale qui varie de une à trois unités par hectare. Une technique de détection de ces zones est le LIDAR (Hardy & Dufey, 2015b).

La technique de la meule charbonnière pour produire du charbon de bois a un rendement en masse de l'ordre de 20% (Hardy & Dufey, 2015a). Afin d'utiliser cette technique, le sol doit être aménagé de manière à former une zone circulaire et plane. Pour cela, les horizons superficiels organiques et organo-minéraux sont retirés. Lors de la formation du charbon de bois, un jus pyrolytique s'infiltre dans le sol. Des bûches de bois sont utilisées comme combustible. Elles proviennent en principe de l'environnement direct. Le « bougeage » consiste à recouvrir la meule tout d'abord de matériaux végétaux (feuilles, mousses, fougères...) (Figure 2) et ensuite d'une couche de terre d'une dizaine de centimètres d'épaisseur. Après la cuisson et le refroidissement, le charbon de bois était extrait, son volume ayant diminué d'un facteur trois. Il ne restait plus que le « frasil », des petits fragments et poussières de charbon de bois et un mélange de terre et de végétaux de couverture calcinés. Lors de la construction ultérieure de meules, le frasil était réutilisé totalement ou partiellement comme matériau de couverture. De la nouvelle terre pouvait être ajoutée. L'horizon noirâtre typique des aires de faulde est d'ailleurs constitué de frasil (Hardy & Dufey, 2015b).



Figure 2 : Etape de la reconstitution de la technique de la meule charbonnière ayant eu lieu en 2012 (Hardy and Dufey, 2015a)

2.2.2. Production industrielle de biochar

Le biochar peut être produit via différentes techniques : la pyrolyse lente ou rapide, la carbonisation hydrothermale, la gazéification ou la torréfaction (Figure 3). C'est la pyrolyse qui est la technique la plus courante, elle permet de transformer la biomasse en biochar. Son principe est la dégradation thermique (typiquement au-dessus de 300 °C) sans oxygène de matières organiques carbonées afin de produire du biochar (Nadda, 2023; Ramola et al., 2022). Les produits obtenus via cette technique sont présents sous différents états, de type solide (biochar), liquide (bio-oil) et gazeux (CO, CO₂, H₂ ou encore syngas). Le type de biomasse et les conditions de pyrolyse telles que la température ou sa durée sont des variables clés dans le développement du biochar. L'augmentation de chaleur engendre une plus grande réduction du biochar et donc une plus grande production de produits gazeux. La masse de biochar est donc réduite.

La biomasse est essentiellement composée de cellulose, d'hémicellulose et de lignine (Nadda, 2023). Alors que le cellulose et l'hémicellulose sont à la base de la production de bio-oil, c'est la lignine qui permet de produire de hauts rendements de biochar (Panahi et al., 2020).

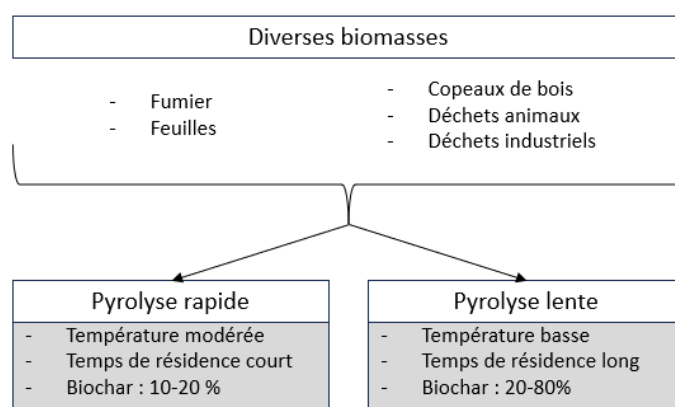


Figure 3: Divers types de biomasse et sources de biochar (Nadda, 2023)

2.3. Composition du biochar

Le biochar est composé d'environ 70% de carbone. Ce pourcentage varie en prenant des valeurs allant de 35% pour du biochar produit par pyrolyse rapide à 90% pour du biochar produit par pyrolyse lente (Nadda, 2023). Plus la température de la pyrolyse est élevée, plus la teneur en Ca, Mg et K augmente (Singh & Singh, 2020). Une composition élémentaire ainsi que la valeur de pH de divers biochars sont présentées ci-dessous (Tableau 1). La structure chimique du biochar est hautement aromatique, donc riche en carbone, ce qui la rend chimiquement et biologiquement plus stable que la matière organique de la biomasse qui l'a produite (Singh & Singh, 2020).

Tableau 1 : Composition élémentaire minimale, maximale et moyenne et pH de biochar provenant d'une grande variété de biomasse. Pass correspond au phosphore assimilable (available phosphorus) (European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability., 2010)

Unités	pH	C [g/kg]	N [g/kg]	N (NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺) [mg/kg]	C:N [-]	P _{tot} [g/kg]	P _{ass} [g/kg]	K [g/kg]
Minimum	6,2	172	1,7	0,0	7	0,2	0,015	1,0
Maximum	9,6	905	78,2	2,0	500	73,0	11,6	58
Moyenne	8,1	543	22,3	-	61	23,7	-	24,3

2.4. Propriétés du biochar

2.4.1. Propriétés physiques

Les caractéristiques du biochar dépendent de ses propriétés chimiques et physiques. Ces dernières sont la porosité, la masse volumique, la surface spécifique ou encore la distribution de la taille des particules. Le type de biomasse pyrolysée ainsi que les conditions de pyrolyses déterminent les propriétés physiques du biochar (Ramola et al., 2022).

La décomposition thermique des matériaux organiques de la biomasse commence à des températures supérieures à 120°C. C'est successivement l'hémicellulose, la cellulose puis la lignine qui se décomposent avec l'augmentation de température. Le ratio de ces composés joue un rôle dans les modifications de la structure physique du biochar durant la pyrolyse. Des fissures peuvent également apparaître. Le volume du biochar est impacté par la durée de la pyrolyse. Plus elle est longue, plus le volume de biochar produit sera faible (Panahi et al., 2020).

Il est important de ne pas confondre la porosité du biochar avec celle du sol. Bien que les termes macropores, mésopores et micropores soient employés pour détailler les différentes classes de pores du biochar et du sol, leurs tailles varient. En ce qui concerne le biochar, les macropores ont un diamètre supérieur à 0,05 μm , les mésopores sont caractérisés par des diamètres compris entre 0,002 et 0,05 μm et les micropores ont des diamètres inférieurs à 0,002 μm . Pour la porosité du sol, le diamètre des macropores est supérieur à 75 μm , celui des mésopores est compris entre 30 et 75 μm et les micropores sont caractérisés par un diamètre de pores compris entre 5 et 30 μm (European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability., 2010). Le reste de cette section abordera la porosité du biochar tandis que l'impact du biochar sur la porosité du sol sera discuté dans les sections 2.6.3 et 2.7.2.

Ce sont les micropores du biochar qui contribuent le plus à la surface spécifique de ce dernier. Au-delà d'une certaine température, par exemple 400°C, la surface spécifique du biochar augmente rapidement et des micropores sont créés. Les macropores, contrairement aux micropores, ont une faible surface spécifique mais un grand volume de pores. Cependant, à des températures trop hautes, le pourcentage de micropores peut diminuer car la paroi séparant ces pores peut être détruite, ce qui résulte en la formation de pores de plus grande taille. La vitesse à laquelle la température augmente lors de la pyrolyse est aussi un facteur crucial de la formation des pores. Une vitesse élevée favorisera les macropores via un processus de fusion alors qu'une vitesse faible favorisera les micropores (Panahi et al., 2020). Au plus la porosité est grande, au plus la masse volumique apparente du biochar sera faible.

La résistance de la biomasse durant le processus de pyrolyse va déterminer la taille des particules de biochar produites. La taille des particules de biochar est généralement plus faible que celle de la biomasse qui a servi à le produire. Cependant, des phénomènes d'agglomération de particules peuvent avoir lieu lors de la pyrolyse, augmentant ainsi la taille des particules de biochar. Dans ce cas, la taille des particules de biomasse peut devenir inférieure à celle du biochar. Au plus la température de pyrolyse est grande, au plus la taille des particules de biomasse aura tendance à être petite. Une pyrolyse rapide aura donc tendance à créer un biochar très fin alors qu'une pyrolyse lente produira du biochar plus grossier (Ramola et al., 2022).

L'âge du biochar est une variable importante en ce qui concerne les propriétés physiques du biochar ainsi que ses propriétés biochimiques. La morphologie en sera par exemple affectée (Figure 4)(Cheng & Lehmann, 2009; Nadda, 2023).

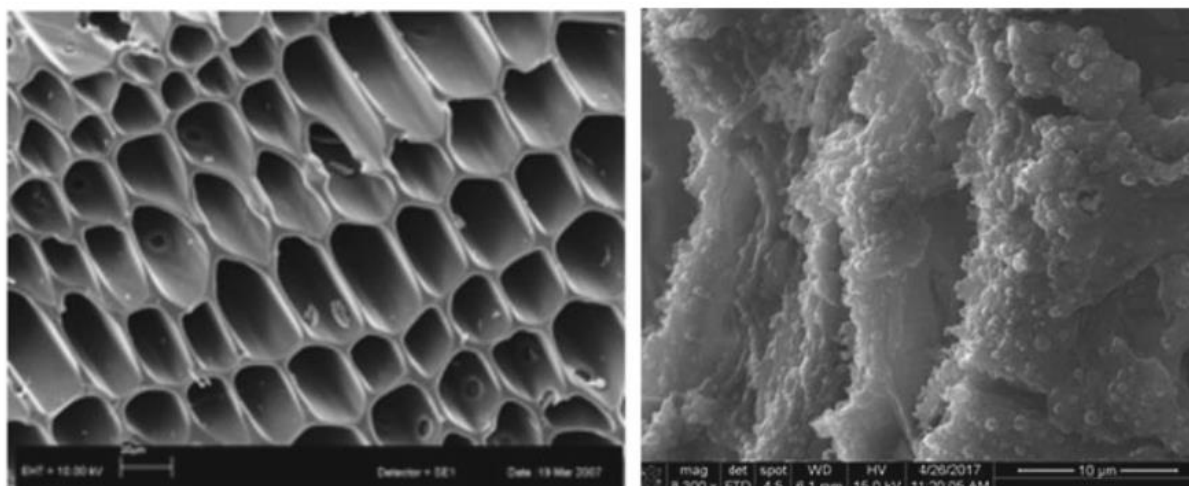


Figure 4 : Comparaison morphologique entre du jeune biochar (à gauche) et du vieux biochar (à droite) (Nadda, 2023)

2.4.2. Propriétés chimiques

Deux propriétés chimiques importantes du biochar sont son pH et sa CEC. Le pH du biochar varie de 4,6 à 9,3 et est généralement supérieur à 7 (Nadda, 2023; Singh & Singh, 2020). Cette valeur est affectée par plusieurs variables telles que la température de la pyrolyse ou le type de biomasse. Les pH les plus élevés proviennent de biochar produit à haute température car une plus grande quantité de cendre est produite lors de la pyrolyse et les groupes fonctionnels acides sont dégradés. Plus la température de la pyrolyse diminue, plus le pH diminue à cause d'une plus grande quantité de groupes fonctionnels acides tels que les groupes carboxyliques ou phénoliques (Nadda, 2023).

La CEC est la capacité d'échange cationique. En ce qui concerne le biochar, elle correspond à la capacité d'échange ou d'adsorption du biochar envers les cations et varie entre une valeur considérée comme négligeable et 200 cmol(+)/kg. Cette variation est fonction du type de biomasse et des conditions de pyrolyse. Du biochar produit à basse température aura généralement une CEC plus élevée que du biochar produit à haute température. La présence d'un grand nombre de groupes fonctionnels oxygénés est un indicateur d'une CEC élevée avec une intensité élevée de complexes fonctionnels et des cations métalliques (Singh & Singh, 2020).

Deux facteurs responsables des altérations des propriétés du biochar sont le temps de résidence du biochar dans le sol et la température. Les effets sont proportionnels. Ils impactent la composition, la chimie de surface et les propriétés d'adsorption. Avec le temps, une oxydation de la surface du biochar a lieu. La teneur en oxygène augmente, alors que celle du carbone diminue. Le ratio O:C est donc augmenté. Une autre conséquence est l'acidification de surface et donc une diminution du pH. Les charges positives de surface sont diminuées, contrairement aux charges négatives de surface qui augmentent. La CEC en est donc plus grande (Cheng & Lehmann, 2009).

2.5. Utilisations du biochar

Le biochar peut être utilisé dans des secteurs très variés tels que la production d'énergie, l'utilisation comme amendement au sol, le traitement des eaux usées, la métallurgie... Cependant, c'est sur ses effets sur les sols que ce mémoire va plutôt se focaliser.

2.6. Impacts du jeune biochar sur le sol

2.6.1. Amendement au sol

Le biochar étant riche en carbone, il augmente le stock du sol en ce dernier. Il a des effets variés sur les propriétés du sol. Ces effets dépendent du type de biochar et de sol ainsi que du taux d'application. Ils portent sur la nature physique du système, comme la texture, la structure, la porosité et la distribution de la taille des pores. S'il s'agit de sols de culture, les impacts sur le sol pourront avoir une incidence sur la production car la disponibilité en eau des plantes, la capacité de rétention des nutriments, la pénétration des racines et l'aération du sol peuvent augmenter (Singh & Singh, 2020).

L'apport de biochar peut augmenter le pH du sol, c'est notamment le cas lors de l'ajout de biochar dont le pH est alcalin (entre 7 et 9) à un sol acide (Nadda, 2023; Singh & Singh, 2020). Le pH du biochar et celui du sol sont deux paramètres importants en ce qui concerne l'effet du biochar sur le pH du sol. Appliquer un biochar neutre sur un sol alcalin peut par exemple diminuer le pH du sol alors que si le biochar est acide, le pH du sol sera augmenté (Sun et al., 2022). Le changement de pH du sol aura des effets sur les processus du sol tels que la précipitation des minéraux, la minéralisation du nitrogène ou l'échange d'ions (Singh & Singh, 2020). Le processus de lixiviation peut réduire les effets du biochar, de sorte que les effets sur le pH peuvent s'atténuer avec le temps.

L'ajout de biochar augmente également la CEC du sol. Une explication possible serait la formation de groupes carboxyliques au sein du biochar durant la pyrolyse et l'oxydation de carbone aromatique dans le sol (Singh & Singh, 2020). La CEC permet d'augmenter la capacité de rétention des nutriments et de réduire la lixiviation de certains fertilisants cationiques. De plus, les cendres du biochar peuvent contenir du Ca, K, N et P, ce qui ajoute des nutriments au pool du sol (Nadda, 2023).

Les propriétés du biochar permettent à ce dernier d'extraire des polluants organiques et inorganiques (Nadda, 2023). Le biochar est capable d'adsorber des polluants organiques tels que les pesticides, herbicides, insecticides ou encore les antibiotiques et HAP (Hydrocarbure Aromatique Polycyclique). Ces interactions dépendent du type de biomasse, de la température, du pH et du ratio polluant sur biochar. La taille et les groupements fonctionnels présents à la surface du biochar jouent également un rôle. Le biochar est également capable d'ôter les composés chimiques chargés positivement, tels qu'un bon nombre d'ions métalliques.

2.6.2. Masse volumique apparente

La masse volumique apparente du biochar est généralement plus faible que celle du sol. Quand du biochar est ajouté au sol, la masse volumique résultante est en général plus faible que celle du sol et du sol initial. La quantité de biochar appliquée joue un rôle important car au plus elle est importante, au plus la variation de masse volumique apparente sera grande. Sur base de 128 jeux de données, Omondi et al. (2016) ont observé une diminution moyenne très significative de 7,6% de la masse volumique apparente. Bien que la plupart des résultats convergent vers une diminution de la masse volumique apparente, une augmentation de la masse volumique apparente a été observée pour certains résultats de la méta-analyse comme chez Devereux et al. (2012). Une diminution de 9% a été observée pour des sols à texture fine alors que cette diminution était d'environ 7% pour les sols à

texture moyenne et grossière. Le Tableau 2 montre la tendance à la diminution de la masse volumique apparente.

Tableau 2 : Impact de différents types et doses de biochar sur la masse volumique apparente (ρ_b [g/cm³]) pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Biomasse	Température	Durée de l'étude	Teneur massique du Biochar	ρ _b	Variation de ρ _b
(Makó et al., 2019)	Limoneux	Fibre de papier	600°C	6 semaines	5%	1,14 g/cm³	-17,4%
(Morcoss Gerges et al., 2023)	Sableux	Partie dure d'épi de maïs	500°C	1 mois	1%	1,66 g/cm³	-4,9%
					3%	1,60 g/cm³	-8,5%
					5%	1,52 g/cm³	-12,8%
		Partie molle d'épi de maïs			1%	1,74 g/cm³	-2,4%
					3%	1,73 g/cm³	-3,4%
					5%	1,623 g/cm³	-9,2%
(Du et al., 2018)	Limoneux	Coquille d'arachide	350°C-500°C	4 ans	1%	1,31 g/cm³	-3,7%
(Andrenelli et al., 2016)	Argilo-limoneux	Pellets de son de blé	800°C	3 mois	3,5%	2,58 g/cm³	-13,1%
			1200°C		2,7%	2,59 g/cm³	-10,3%
(Şeker and Abdulwahhab, 2021)	Argile	Tournesol	450°C	1 mois	1%	0,91 g/cm³	-4,2%
	Limono-sableux				2%	0,91 g/cm³	-4,2%
					4%	0,91 g/cm³	-4,2%
					1%	1,21 g/cm³	+0,8%
					2%	1,19 g/cm³	-0,8%
					4%	1,13 g/cm³	-5,8%
(Alghamdi et al., 2020)	Limono-sableux	Palmier dattier	450-500°C	4 mois	4%	1,27 g/cm³	-19,1%
(Zanutel, Garré, et al., 2024)	Limoneux	Epicéa	500°C	3 ans	1%	1,17 g/cm³	-14,6%
	Sablo-limoneux				2%	1,12 g/cm³	-18,2%
					1%	1,21 g/cm³	-15,4%
					2%	1,16 g/cm³	-18,9%

2.6.3. Porosité

Selon Zanutel et al. (2024), le biochar peut changer le réseau de pores du sol via son propre système interne de pores, sa localisation dans la structure du sol et ses interactions avec les constituants de sol. Plusieurs mécanismes sont impliqués. Premièrement, la contribution de la porosité intrinsèque du biochar. Il est important de mettre en évidence que la porosité dépend non seulement de la masse volumique apparente mais également de la masse volumique intrinsèque des particules. Il faut donc se méfier des recherches ne prenant pas en compte la masse volumique de ces particules. Deuxièmement, le remplissage ou colmatage des trous entre les particules du sol et ce, surtout quand la texture du sol est grossière. Troisièmement, si leur taille est comparable, le biochar peut prendre la place qu'occupaient des particules de sol. Enfin, quatrièmement, le biochar peut agir comme un agent liant supplémentaire au niveau du sol. Cela a pour conséquence d'améliorer la structure du sol et son agrégation. Omondi et al. (2016) montrent dans l'analyse de 38 jeux de données que l'augmentation moyenne de la porosité est de 8,4%. L'augmentation est significative tant sur les textures grossières

que sur les textures fines. Le Tableau 3 appuie le fait que la porosité augmente quand du biochar est ajouté au sol.

En ce qui concerne les macropores, c'est leur proportion qui est importante pour déterminer les potentiels du biochar envers une agriculture durable. Les macropores du sol jouent un rôle important dans l'hydrologie et l'aération du sol, le mouvement des racines et l'habitat de microorganismes. L'impact du biochar sur la biologie du sol est cependant très variable et dépend du type de biochar et de sol ainsi que du taux d'application du biochar. Il a été observé que l'application de biochar peut augmenter la macroporosité du sol. Cependant, le Tableau 4 montre des résultats de la littérature variés à ce propos. La mésoporosité correspond à la REU. Les résultats de cette dernière seront passés en revue dans la section concernant les points particuliers de la courbe de rétention. En ce qui concerne la microporosité, elle est souvent considérée comme étant la teneur en eau au point de flétrissement (Zong et al., 2016). Le Tableau 5 et le Tableau 8 appuient cette association.

Tableau 3 : Impact de différents types et doses de biochar sur la porosité [cm^3/cm^3] pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Biomasse	Température	Durée de l'étude	Teneur massique du Biochar	Porosité	Variation de porosité
(Du et al., 2018)	Limoneux	Coquille d'arachide	350°C-500°C	4 ans	1%	0,506 cm³/cm³	+3,9%
(Morcoss Gerges et al., 2023)	Sableux	Partie dure d'épi de maïs	500°C	1 mois	1%	0,373 cm³/cm³	+9,4%
					3%	0,397 cm³/cm³	+16,4%
					5%	0,425 cm³/cm³	+24,6%
		Partie molle d'épi de maïs			1%	0,342 cm³/cm³	+4,9%
3%	0,348 cm³/cm³		+6,7%				
5%	0,388 cm³/cm³		+19,0%				
(Şeker & Abdulwahhab, 2021)	Argile	Tournesol	450°C	1 mois	1%	0,65 cm³/cm³	+4,8%
					2%	0,65 cm³/cm³	+4,8%
	Limono-sableux				4%	0,64 cm³/cm³	+3,2%
					1%	0,52 cm³/cm³	/
					2%	0,53 cm³/cm³	+1,9%
					4%	0,55 cm³/cm³	+5,8%
(Alghamdi et al., 2020)	Limono-sableux	Palmier dattier	450-500°C	4 mois	4%	0,521 cm³/cm³	+28,0%

Tableau 4 : Impact de différents types et doses de biochar sur la macroporosité [cm^3/cm^3] pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Biomasse	Température	Durée de l'étude	Teneur massique du Biochar	Macroporosité	Variation de macroporosité	
(Fu et al., 2019)	Limoneux	Paille	500°C	7 mois	1,4%	0,114 cm³/cm³	-19,1%	
					2,9%	0,111 cm³/cm³	-21,3%	
					4,3%	0,109 cm³/cm³	-22,7%	
					5,7%	0,105 cm³/cm³	-25,5%	
(Zanutel, Garré, et al., 2024)	Limoneux	Epicéa	500°C	3 ans	1%	0,144 cm³/cm³	+105,7%	
	Sablo limoneux				2%	0,134 cm³/cm³	+91,4%	
						1%	0,180 cm³/cm³	+93,5%
							2%	0,109 cm³/cm³

Tableau 5 : Impact du type et de différentes doses de biochar sur la microporosité [cm^3/cm^3] pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Biomasse	Température	Durée de l'étude	Teneur massique du Biochar	Microporosité	Variation de microporosité
(Zanutel, Garré, et al., 2024)	Limoneux	Epicéa	500°C	3 ans	1%	0,093 cm³/cm³	-12,3%
					2%	0,091 cm³/cm³	-14,2%
	Sablo-limoneux				1%	0,125 cm³/cm³	-14,8%
					2%	0,119 cm³/cm³	+28,0%

2.6.4. Points particuliers de la courbe de rétention

L'ajout de biochar améliore la capacité du sol à retenir l'eau (Alghamdi et al., 2020). Du biochar ayant du bois comme biomasse permet une meilleure rétention en eau qu'une biomasse issue de biomasse herbacée et ce, grâce à des pores plus larges (Morcoss Gerges et al., 2023). L'étude de DeLuca et al. (2015) montre que le biochar permet d'augmenter la capacité de rétention du sol. La teneur en eau au point de flétrissement est d'ailleurs augmentée de 15% via l'application de biochar 2% (en poids) sur un sol finement limoneux. Cependant, les résultats de la littérature à ce sujet (Tableau 8) semblent mitigés. En effet, il y a une diminution de la teneur en eau au point de flétrissement pour le sol limoneux se dégelant, alors qu'une augmentation est observée pour les autres types de sols. La teneur en eau à saturation est toujours plus élevée quand du biochar est ajouté au sol. Cela est notamment lié respectivement à l'augmentation et à la diminution associées de porosité et de masse volumique apparente. Cette affirmation est appuyée par les résultats du Tableau 6. L'étude de Wang et al. (2019) montre que lors de l'ajout de biochar, la teneur en eau à la capacité au champ est d'autant plus augmentée quand le sol a une texture sableuse que quand le sol a une texture plus fine. Ce résultat est appuyé par le Tableau 7. Selon Omondi et al. (2016), les résultats de 74 jeux de données montrent que la REU augmente en moyenne de 15,1%. Une augmentation significative a été observée dans les sols à texture grossière alors que ce n'était pas le cas pour les textures fines et moyennes. Les résultats du Tableau 9 montrent qu'il y a aussi en moyenne, pour toutes les données, une augmentation de la REU proche de 15%.

Tableau 6 : Impact de différents types et doses de biochar sur la teneur en eau à saturation (θ_s [cm^3/cm^3]) pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Biomasse	Température	Durée de l'étude	Teneur massique du Biochar	θ_s	Variation de θ_s
(Morcoss Gerges et al., 2023)	Sableux	Partie dure d'épi de maïs	500°C	1 mois	1%	0,509 cm³/cm³	+9,2%
					3%	0,517 cm³/cm³	+10,9%
					5%	0,578 cm³/cm³	+24,0%
		Partie molle d'épi de maïs			1%	0,504 cm³/cm³	+1,8%
					3%	0,528 cm³/cm³	+6,7%
					5%	0,526 cm³/cm³	+6,3%
(Alghamdi et al., 2020)	Limono-sableux	Palmier dattier	450-500°C	4 mois	4%	0,396 cm³/cm³	+6,7%
(Spokas et al., 2016)	Sableux	Copeau de pin	500°C	3 mois	5% 10%	0,38 cm³/cm³ 0,37 cm³/cm³	+15,2% +12,1%
(Zanutel, Garré, et al., 2024)	Limoneux	Epicéa	500°C	3 ans	1%	0,515 cm³/cm³	+12,0%
					2%	0,518 cm³/cm³	+12,6%
	Sablo-limoneux				1%	0,567 cm³/cm³	+23,5%
					2%	0,532 cm³/cm³	+15,9%
(Ouyang et al., 2013)	Sablo-argileux	Fumier	500°C	90 jours	2%	0,485 cm³/cm³	+8,7%
	Limono-sableux					0,552 cm³/cm³	+2,0%
(Lei & Zhang, 2013)	Limoneux	Fumier de vache	300°C	180 jours	5%	0,519 cm³/cm³	+2,6%
			500°C			0,532 cm³/cm³	+5,1%
			700°C			0,545 cm³/cm³	+7,7%
		Copeau de bois	300°C			0,525 cm³/cm³	+3,8%
			500°C			0,558 cm³/cm³	+10,3%
			700°C			0,576 cm³/cm³	+13,8%

Tableau 7 : Impact de différents types et doses de biochar sur la teneur en eau à la capacité au champ (θ_{cc} [cm^3/cm^3]) pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Biomasse	Température	Durée de l'étude	Teneur massique du Biochar	θ_{cc}	Variation de θ_{cc}
(Alghamdi et al., 2020)	Limono-sableux	Palmier dattier	450-500°C	4 mois	4%	0,328 cm^3/cm^3	+34,4%
(Fu et al., 2019)	Limoneux se dégelant	Paille	500°C	7 mois	1,4%	0,342 cm^3/cm^3	+6,5%
					2,9%	0,348 cm^3/cm^3	+8,4%
					4,3%	0,337 cm^3/cm^3	+5,0%
					5,7%	0,330 cm^3/cm^3	+2,8%
(Barnes et al., 2014)	Sableux	Bois de mesquite	400°C	Non mentionné	10%	0,30 cm^3/cm^3	+100%
	Organique					0,66 cm^3/cm^3	+1,5%
	Argileux					0,33 cm^3/cm^3	+22,2%
(Wang et al., 2019)	Argilo-limoneux	Coquille de noix	900°C	6 ans	0,5%	0,354 cm^3/cm^3	+0,2%

Tableau 8 : Impact de différents types et doses de biochar sur la teneur en eau au point de flétrissement permanent (θ_{PFP} [cm^3/cm^3]) pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Biomasse	Température	Durée de l'étude	Teneur massique du Biochar	θ_{PFP}	Variation de θ_{PFP}
(Alghamdi et al., 2020)	Limono-sableux	Palmier dattier	450-500°C	4 mois	4%	0,052 cm^3/cm^3	+18,2%
(Fu et al., 2019)	Limoneux se dégelant	Paille	500°C	7 mois	1,4%	0,237 cm^3/cm^3	-4,8%
					2,9%	0,228 cm^3/cm^3	-8,4%
					4,3%	0,193 cm^3/cm^3	-22,5%
					5,7%	0,182 cm^3/cm^3	-26,9%
(Wang et al., 2019)	Argilo-limoneux organique	Coquille de noix	900°C	6 ans	0,5%	0,215 cm^3/cm^3	+0,9%

Tableau 9 : Impact de différents types et doses de biochar sur la réserve en eau utile (REU [cm^3/cm^3]) pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Biomasse	Température	Durée de l'étude	Teneur massique du Biochar	REU	Variation de REU
(Ouyang et al., 2013)	Sablo-argileux	Fumier	500°C	90 jours	2%	0,442 cm³/cm³	+12,2%
	Limono-sableux					0,480 cm³/cm³	+5,0%
(Morcoss Gerges et al., 2023)	Sableux	Partie dure d'épi de maïs	500°C	1 mois	1%	0,099 cm³/cm³	+12,8%
					3%	0,105 cm³/cm³	+20,0%
		5%			0,126 cm³/cm³	+44,2%	
		Partie molle d'épi de maïs			1%	0,092 cm³/cm³	+3,7%
3%	0,098 cm³/cm³		+11,6%				
5%	0,112 cm³/cm³		+26,9%				
(Andrenelli et al., 2016)	Argilo-limoneux	Pellets de son de blé	800°C	3 mois	3,5%	0,198 cm³/cm³	+19,3%
			1200°C		2,7%	0,182 cm³/cm³	+9,6%
(Alghamdi et al., 2020)	Limono-sableux	Palmier dattier	450-500°C	4 mois	4%	0,276 cm³/cm³	+38,0%
(Zanutel, Garré, et al., 2024)	Limoneux	Epicéa	500°C	3 ans	1%	0,279 cm³/cm³	-1,8%
	Sablo-limoneux				2%	0,293 cm³/cm³	+3,2%
					1%	0,279 cm³/cm³	+17,2%
					2%	0,288 cm³/cm³	+21,0%

2.6.5. Conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique à saturation dépend de la distribution et de la connectivité des pores qui elles-mêmes dépendent de la texture et de la structure du sol. Des données provenant de la littérature sont présentées dans le Tableau 10 ci-dessous. Omondi et al. (2016) a regroupé les résultats de 34 études portant sur l'impact du biochar sur les propriétés physiques du sol. Vingt-quatre jeux de données ont été utilisés pour constater une augmentation moyenne de 25,2% de la conductivité hydraulique à saturation lors de l'ajout de biochar. Les effets du biochar sont en général plus élevés pour des textures grossières, bien que des augmentations de 17,8% et 27,3% aient été respectivement observées pour des textures fines et moyennes. Il a également été observé que le biochar provenant de biomasse de bois et de fumier avait des effets significatifs contrairement aux autres types de biomasse. Cependant, Blanco-Canqui (2017) montre des résultats différents en ce qui concerne l'effet du biochar sur la conductivité hydraulique à saturation en fonction de la texture. Elle diminuerait pour

des textures grossières car les particules de biochar peuvent remplir ou même colmater les macropores du sol. Il n'y aurait pas d'impact pour les sols à textures moyennes. Une augmentation de la conductivité hydraulique à saturation serait observée sur les sols compactés ou à textures fines car le biochar pourrait améliorer la structure du sol en favorisant par exemple la macroporosité.

Tableau 10 : Impact de différents types et doses de biochar sur la conductivité hydraulique à saturation (K_s [mm/h]) pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Biomasse	Température	Durée de l'étude	Teneur massique du Biochar	K_s	Variation de K_s
(Ouyang et al., 2013)	Sablo-argileux	Fumier	500°C	90 jours	2%	28,22 mm/h	+5,3%
	Limono-sableux					29,14 mm/h	+8,2%
(Alghamdi et al., 2020)	Limono-sableux	Palmier dattier	450-500°C	4 mois	4%	6,21 mm/h	-26,6%
(Lim et al., 2016)	Limoneux	Pellets de feuillus	500°C	Non mentionné	2%	29,8 mm/h	-3,2%
		Pellets de feuillus			5%	28,4 mm/h	-7,8%
		Copeaux de pin			2%	30,2 mm/h	-1,9%
		Copeaux de pin			5%	28,4 mm/h	+1,6%
	Argile	Copeaux de feuillus	500°C	Non mentionné	2%	28,1 mm/h	-8,8%
		Copeaux de feuillus			5%	27,8 mm/h	-9,7%
		Glumes d'avoine			2%	31,1 mm/h	+1,0%
		Glumes d'avoine			5%	29,7 mm/h	-3,6%
		Pellets de feuillus			1%	16,5 mm/h	+60,2%
		Pellets de feuillus			2%	18,8 mm/h	+82,5%
		Pellets de feuillus			5%	18,2 mm/h	+76,7%
		Copeaux de pin			1%	17,6 mm/h	+70,9%
		Copeaux de pin			2%	18,9 mm/h	+83,5%
		Copeaux de pin			5%	13,2 mm/h	+28,2%
		Copeaux de feuillus			1%	14,4 mm/h	+39,8%
		Copeaux de feuillus			2%	18,5 mm/h	+79,6%
		Copeaux de feuillus			5%	10,2 mm/h	-1,0%
		Glumes d'avoine			1%	18,5 mm/h	+79,6%
		Glumes d'avoine			2%	19,9 mm/h	+93,1%
		Glumes d'avoine			5%	20,2 mm/h	+96,1%

2.6.6. Résistance à la pénétration

Selon Ouyang et al. (2013), la résistance à la pénétration n'est généralement pas diminuée par l'ajout de biochar dans le sol. Sur les six études au sujet de la résistance à la pénétration, menées sur différents types de texture et rassemblées par Blanco-Canqui (2017), cinq ont constaté qu'il n'y avait aucun effet significatif de l'ajout de biochar sur la résistance à la pénétration du sol. Ce sont les résultats de Busscher et al. (2010) qui montrent une diminution de la résistance à la pénétration sur un sol sablo-limoneux, mais seulement lorsque le biochar atteint une concentration massique de 2%. Sur les six études analysées, la classe texturale n'a pas ou peu impacté les résultats.

2.6.7. Stabilité structurale

Il a été constaté que l'ajout de biochar augmente davantage la stabilité d'agrégats humides pour des sols à texture grossière que pour des sols à texture fine (Wani et al., 2023). Pour un sol limono-sableux, au plus le pourcentage de biochar est élevé, au plus l'ajout de biochar aura un impact positif élevé (Ibrahim et al., 2021). L'étude d'Obia et al. (2016) a été faite sur l'application de biochar d'épi de maïs 2% (en poids) sur un champ de maïs. Il en résulte que la stabilité des agrégats a augmenté de $4,6 \pm 1,9\%$ pour des agrégats de 0,6 à 2 mm et de $6,8 \pm 1,9\%$ pour des agrégats de 2 à 6 mm. Omondi et al. (2016) montrent que la stabilité des agrégats augmente en moyenne de 8,2% sur l'ensemble des 10 jeux de données qu'ils ont collectés. Des augmentations de 7,5% et 20,7% ont respectivement été observées pour des textures fines et moyennes. Cependant, aucune augmentation significative n'a été observée pour les textures grossières. L'impact de la texture sur la stabilité des agrégats est néanmoins controversé. Par exemple, Blanco-Canqui (2017) n'a pas trouvé d'effet de la texture sur la stabilité des agrégats. Le Tableau 11 montre divers résultats provenant de la littérature.

Tableau 11: Impact de différents types et doses de biochar sur la stabilité structurale (DMP – Diamètre Moyen Pondéral [mm]) pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Biomasse	Température	Durée de l'étude	Teneur massique du Biochar	DMP	Variation du DMP
(Ibrahim et al., 2021)	Limono-sableux	Feuille de palmier datier	400-450°C	Non mentionné	1% 2% 3% 4%	0,299 mm 0,325 mm 0,352 mm 0,421 mm	+57,5% +71,3% +85,2% +121,6%
(Morcos Gerges et al., 2023)	Sableux	Partie dure d'épi de maïs	500°C	1 mois	1% 3% 5%	0,612 mm 0,641 mm 0,619 mm	+3,9% +8,8% +5,1%
		Partie molle d'épi de maïs			1% 3% 5%	0,589 mm 0,618 mm 0,641 mm	/ +4,9% +8,8%
(Şeker & Abdulwahhab, 2021)	Argile	Tournesol	450°C	1 mois	1% 2% 4%	0,29 mm 0,31 mm 0,33 mm	+31,8% +40,9% +50%
	Limono-sableux				1% 2% 4%	0,27 mm 0,23 mm 0,22 mm	-18,2% +30,3% +33,3%
Zhang et al., 2019	Limoneux	Hickory et chène	Non mentionné	140 jours	2% 5% 8%	0,19 mm 0,24 mm 0,29 mm	-13,6% +9,1% +31,8%

2.6.8. Résumé des effets à court terme

Le Tableau 12 montre l'impact du jeune biochar sur les propriétés chimiques, biologiques et physiques du sol. Il est délicat d'extrapoler ces informations aux effets du biochar à long terme. C'est pourquoi, bien que moins d'études aient été faites, les impacts trouvés dans la littérature concernant le vieux biochar et les propriétés physiques des sols sont présentés dans la sous-section suivante.

Tableau 12 : Effets du jeune biochar sur les propriétés chimiques et biologiques du sol

Propriétés chimiques	Propriétés biologiques
$\nearrow$ pH $\nearrow$ CEC $\nearrow$ rétention et disponibilité des nutriments présentant des charges positives $\nearrow$ teneur en carbone	Variable
Propriétés physiques	
Propriétés	Effet
K_s	$\nearrow$, = ou $\searrow$
θ_s	$\nearrow$
θ_{CC}	$\nearrow$
θ_{PFP}	$\nearrow$ ou $\searrow$
REU	$\nearrow$ en général mais peut aussi être =
ρ_s	$\searrow$ en général mais peut aussi $\nearrow$
Porosité totale	$\nearrow$
Macroporosité	$\nearrow$ ou $\searrow$
Microporosité	$\nearrow$ ou $\searrow$
Résistance à la pénétration	= en général mais peut aussi $\searrow$
DMP	$\nearrow$ en général mais peut aussi être = ou $\searrow$

2.7. Impact du vieux biochar sur le sol

Cela fait maintenant plusieurs siècles que les produits résultant de la technique de la meule charbonnière sont restés dans les sols wallons. Leurs impacts à long terme sur les propriétés du sol sont intéressants à mesurer et ce, plus particulièrement à des buts agronomiques et environnementaux. Etant donné le peu de recherches effectuées sur le terrain concernant les effets du biochar à long terme, une approximation est faite. Le charbon de bois produit sur les aires de faulde est assimilé à du vieux biochar produit par des feuillus. Les effets à long terme seront donc déterminés par les résidus de charbon de bois restés sur les aires de faulde depuis des siècles (Zanutel, Lefebvre, et al., 2024). Il existe des aires de faulde datant de la période préindustrielle dans les pays de l'Europe de l'ouest ou encore aux Etats-Unis (Hardy et al., 2016), mais il n'est pas facile de tirer des conclusions générales pour chaque propriété du sol étant donné le peu d'études menées sur les effets à long terme du charbon de bois sur les sols. Les résultats de diverses études sont néanmoins présentés ci-dessous.

2.7.1. Masse volumique apparente

Selon Blanco-Canqui (2017), le vieux biochar diminuerait la masse volumique apparente et aurait des impacts positifs sur l'agrégation du sol (Wani et al., 2023). Les résultats d'autres études peuvent être observés dans le Tableau 13. En comparant ces résultats avec ceux de l'effet du jeune biochar sur la masse volumique apparente, la même tendance semble être observée.

Tableau 13: Impact à long terme de différents charbons de bois sur la masse volumique apparente (ρ_b [g/cm³]) pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	ρ_b	Variation de ρ_b
(Zanutel et al., 2024)	Limoneux	1,35 g/cm ³	-1,5%
	Sablo-limoneux	1,25 g/cm ³	-12,6%
(Mastrolonardo et al., 2018)	Limoneux	0,9 g/cm ³	-10%
		0,8 g/cm ³	-38,5%
		0,8 g/cm ³	-33,3%
		0,7 g/cm ³	-41,7%
(Schneider et al., 2020)	Sableux	1,19 g/cm ³	-8,5%
		1,15 g/cm ³	-11,5%
		1,24 g/cm ³	-12,7%
		1,21 g/cm ³	-14,8%
		1,28 g/cm ³	-5,2%
		0,94 g/cm ³	-30,4%
		1,21 g/cm ³	-10,4%
(Faghih et al., 2019)	Non mentionné	1 g/cm ³	-12,3%

2.7.2. Porosité

Les informations récoltées sur la porosité totale, la macroporosité et la microporosité sont respectivement présentées dans les Tableaux 14, 15 et 16. En comparant les informations collectées à propos de l'impact du jeune biochar sur la porosité avec celles du vieux biochar sur cette même variable, plusieurs points peuvent être soulignés. Le jeune biochar augmente la porosité totale, et ce peu importe le type de sol alors que le vieux biochar peut également la diminuer. En ce qui concerne les résultats de Zanutel, le vieux biochar n'a pas d'effet significatif ni sur la macroporosité ni sur la microporosité et ce, contrairement aux effets qu'a le jeune biochar.

Tableau 14 : Impact à long terme de différents charbons de bois sur la porosité [cm³/cm³] pour des sols à texture sableuse

Article	Texture	Porosité	Variation de Porosité
(Schneider et al., 2020)	Sableux	0,439 cm ³ /cm ³	-0,7%
		0,411 cm ³ /cm ³	-7,0%
		0,380 cm ³ /cm ³	+29,3%
		0,396 cm ³ /cm ³	+34,7%
		0,391 cm ³ /cm ³	+6,5%
		0,433 cm ³ /cm ³	+18,0%
		0,326 cm ³ /cm ³	-8,4%

Tableau 15: Impact à long terme de différents charbons de bois sur la macroporosité [cm^3/cm^3] pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	Macroporosité	Variation de macroporosité
(Zanutel et al., 2024)	Limoneux	0,087 cm^3/cm^3	+24,3%
	Sablo-limoneux	0,139 cm^3/cm^3	+49,5%
(Schneider et al., 2020)	Sableux	0,198 cm^3/cm^3	+70,7%
		0,166 cm^3/cm^3	+43,1%
		0,191 cm^3/cm^3	+3,8%
		0,182 cm^3/cm^3	-1,1%
		0,161 cm^3/cm^3	+7,3%
		0,176 cm^3/cm^3	+17,3%
		0,154 cm^3/cm^3	+2,7%

Tableau 16: Impact à long terme du charbon de bois sur la microporosité [cm^3/cm^3] pour un sol limoneux et un sol sablo-limoneux

Article	Texture	Microporosité	Variation de microporosité
(Zanutel et al., 2024)	Limoneux	0,108 cm^3/cm^3	+1,9%
	Sablo-limoneux	0,109 cm^3/cm^3	-14,8%

2.7.3. Points particuliers de la courbe de rétention

Kerré et al. (2017) ont trouvé qu'en moyenne sur quatre sites présentant des aires de faulde, la réserve en eau utile augmente de 11%, passant de 0,28 à 0,31 cm^3/cm^3 . D'autres observations ont été faites, une augmentation de la teneur en eau volumique à saturation et une diminution de la teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent. Faghih et al. (2019) montrent que sur les aires de faulde étudiées dans leur étude il y a une diminution de 1,5% de la teneur en eau à la capacité au champ, alors qu'une augmentation de 4,5% est observée pour la teneur en eau au point de flétrissement permanent. Selon Borchard et al. (2014), la présence d'aires de faulde sur les Cambisols, Luvisols et Leptosols ayant fait l'objet de leur étude n'aurait pas ou peu d'effet sur la REU. Des informations supplémentaires sur la teneur en eau à saturation et sur la réserve en eau utile sont présentées dans les Tableaux 17 et 18.

Tableau 17 : Impact à long terme de charbon de bois sur la teneur en eau à saturation (θ_s [cm^3/cm^3]) pour un sol limoneux et un sol sablo-limoneux

Article	Texture	θ_s	Variation de θ_s
(Zanutel et al., 2024)	Limoneux	0,48 cm^3/cm^3	+4,3%
	Sablo-limoneux	0,459 cm^3/cm^3	+7,6%

Tableau 18 : Impact à long terme de différents charbons de bois sur la réserve en eau utile (REU [cm^3/cm^3]) pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	REU	Variation de REU
(Zanutel et al., 2024)	Limoneux	0,285 cm^3/cm^3	+0,4%
	Sablo-limoneux	0,246 cm^3/cm^3	-11,8%
(Schneider et al., 2020)	Sableux	0,098 cm^3/cm^3	-34,7%
		0,114 cm^3/cm^3	-24%
		0,045 cm^3/cm^3	+36,4%
		0,064 cm^3/cm^3	+93,9%
		0,052 cm^3/cm^3	-42,9%
		0,060 cm^3/cm^3	-34,1%
		0,032 cm^3/cm^3	-64,5%
(Faghih et al., 2019)	Non mentionné	0,223 cm^3/cm^3	+34,1%

2.7.4. Conductivité hydraulique à saturation

En vieillissant dans le sol, le charbon de bois est soumis aux conditions environnementales qui peuvent modifier ses propriétés sur le long terme et donc les impacts qu'il a sur le sol. Downie et al. (2011) montrent que la capacité de rétention en eau a augmenté sur le sol sableux de leur étude. Il s'agit d'un sol ayant été le lieu de production de charbon de bois. Les résultats de deux autres études sont présentés dans le tableau ci-dessous (Tableau 19).

Tableau 19: Impact à long terme de différents charbons de bois sur la conductivité hydraulique à saturation (K_s [mm/h]) pour des sols ayant différentes textures

Article	Texture	K_s	Variation de K_s
(Zanutel et al., 2024)	Limoneux	5,8 mm/h	-39,7%
	Sablo-limoneux	302,0 mm/h	+502,6%
(Faghih et al., 2019)	Non mentionné	87 mm/h	+51,8%

3. Objectif et site d'étude

3.1. Objectif

L'objectif de ce mémoire est d'étudier les effets à court et long terme du biochar sur les propriétés physiques du sol, et ce pour deux types de sol. Ce travail se démarque de la section « Short- and long-term impact of biochar on soil hydrodynamic properties » de la thèse de Martin Zanutel (Zanutel., 2023) par le fait que le jeune biochar est resté plus longtemps dans le sol. Cette thèse s'intitule « Impact of biochar application on soil physical properties affecting erosion by water in Wallonia ». Les analyses de Martin Zanutel ayant été faites quatre à cinq mois après l'enfouissement de jeune biochar dont la teneur au moment de l'enfouissement était respectivement de 1% et 2% (en poids), il est intéressant de calculer l'impact à plus long terme du jeune biochar. C'est pourquoi les échantillons de ce travail ont été récoltés approximativement trois ans après la date d'enfouissement. Ce laps de temps a entre autres permis un meilleur mélange du sol ainsi qu'une fragmentation du biochar via le labour et l'activité biologique du sol.

3.2. Site d'étude

3.2.1. Identification

Les deux sites d'étude analysés dans ce mémoire sont ceux où Zanutel (2023) a mis en place les traitements avec du jeune biochar (Figure 5). Les sites ont été choisis par Martin Zanutel en recoupant plusieurs couches de géo-informations : une carte des mutations de la forêt wallonne (Kervyn et al., 2014), la carte des classes de texture des sols de Wallonie (SPW, 2020) et plusieurs orthophotographies et vues aériennes. Grâce à la carte des mutations de la forêt wallonne, des zones avec des aires de faulde potentielles ont pu être repérées (Kervyn et al., 2014) et croisées avec les différentes textures présentes dans ces zones via la carte des classes de texture des sols de Wallonie (SPW, 2020). L'utilisation d'orthophotographies et de vues aériennes permet de confirmer ou non la présence d'aires de faulde.

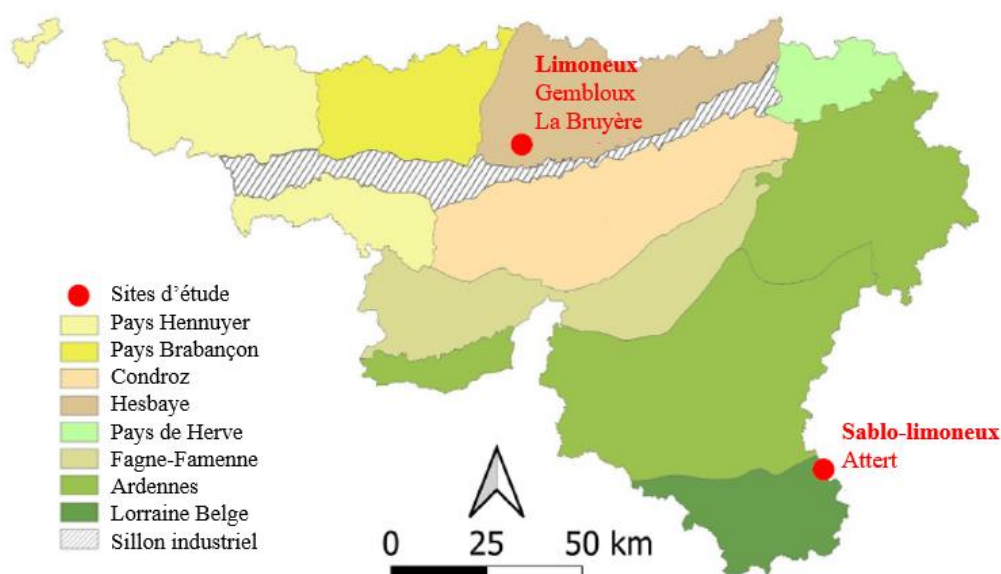


Figure 5 : Localisation des deux sites d'étude au niveau de la Wallonie

3.2.2. Caractéristiques des parcelles

3.2.2.1. La Bruyère

Le premier site est la propriété d’Alexandre Godfrind et est situé près de Gembloux dans la commune de La Bruyère dans la province de Namur. Il s’agit d’une parcelle agricole située Rue du Raidit avec une pente de 10° Nord-Ouest. Ses coordonnées sont une latitude de 4,76° N et une longitude de 50,53° E. La parcelle de La Bruyère se situe dans une zone climatique tempérée océanique (*Le climat*, s. d.). Les précipitations cumulées à La Bruyère sont de 805 mm. Les précipitations varient entre 48 mm au mois d’avril et 89 mm au mois de décembre, soit d’environ un facteur deux. Les températures moyennes sont respectivement de 3°C pour le mois de janvier et de 18,1°C pour le mois de juillet (Bruyère, s. d.) (Figure 6). Les principales caractéristiques des sols de La Bruyère sont présentées dans le Tableau 20.

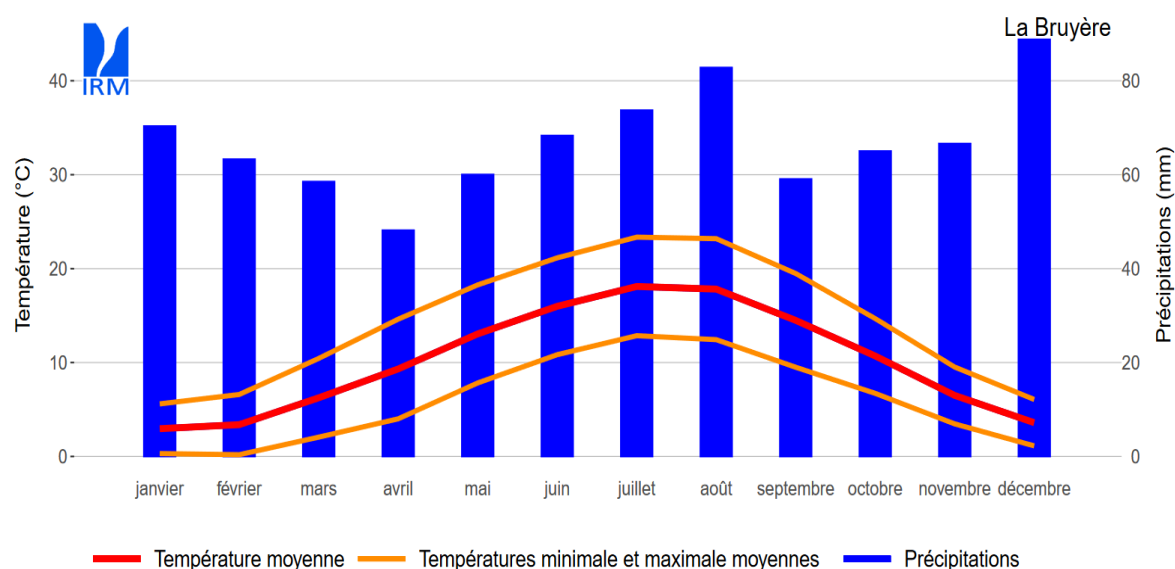


Figure 6 : Normales climatiques (précipitation et température) pour la commune de La Bruyère sur la période 1991 - 2020 (Bruyère, n.d.)

Tableau 20 : Principales caractéristiques des sols de La Bruyère

Caractéristiques des sols	La Bruyère
Texture*	Limoneux
Sable [%]**	3±0
Limon [%]**	84±0
Argile [%]**	13±0
Charge caillouteuse**	1±0
Type de sol	Luvisol*** Sols limoneux à drainage naturel modéré ou imparfait et sols limoneux à drainage naturel favorable****
Pédologie*****	Aba(b)0, Adp(c) et Ada0
Matériau parental	Loess
Teneur en carbone organique d'un sol de référence [g/kg]**	11,6±0,3
Teneur en biochar dans les aires de faulde [g/kg]**	7,4±0,3

* Selon la classification USDA

** Données venant de la thèse de Zanutel

*** Selon la WRB (World Reference Base Soil Ressources)

**** Selon la CNSW250 (Carte des Principaux Types de Sols de Wallonie au 1/250000)

***** Selon la CNSW20 (Carte Numérique des Sols de Wallonie) ; plus de précisions en Annexe A

L'échantillonnage fait à La Bruyère a eu lieu entre février et avril 2024 lorsque du froment commençait à lever. Ce froment a été semé mi-novembre 2024. Tant en 2021 qu'en 2024, la culture de printemps précédant le froment était de la betterave. L'enfouissement du biochar a eu lieu fin mars 2021, soit environ trois ans auparavant.

3.2.2.2. Attert

Le deuxième site appartient à Thierry Fagneray et se situe dans la commune d'Attert, dans la province du Luxembourg. Il s'agit d'une parcelle agricole située Rue des Fagnes avec une pente de 5° Sud. Ses coordonnées sont une latitude de 5,82° N et une longitude de 49,74° E. La parcelle d'Attert se situe dans une zone climatique tempérée océanique (*Le climat*, s. d.). Les précipitations cumulées à Attert sont de 1136 mm. Les précipitations varient de 66 mm en avril à 149 mm en décembre (Figure 7), soit d'environ d'un facteur deux. La température moyenne du mois de janvier est de 1,2°C et celle de juillet est de 17,5°C (Attert, n.d.). Les principales caractéristiques des sols de La Bruyère sont présentées dans le Tableau 21.

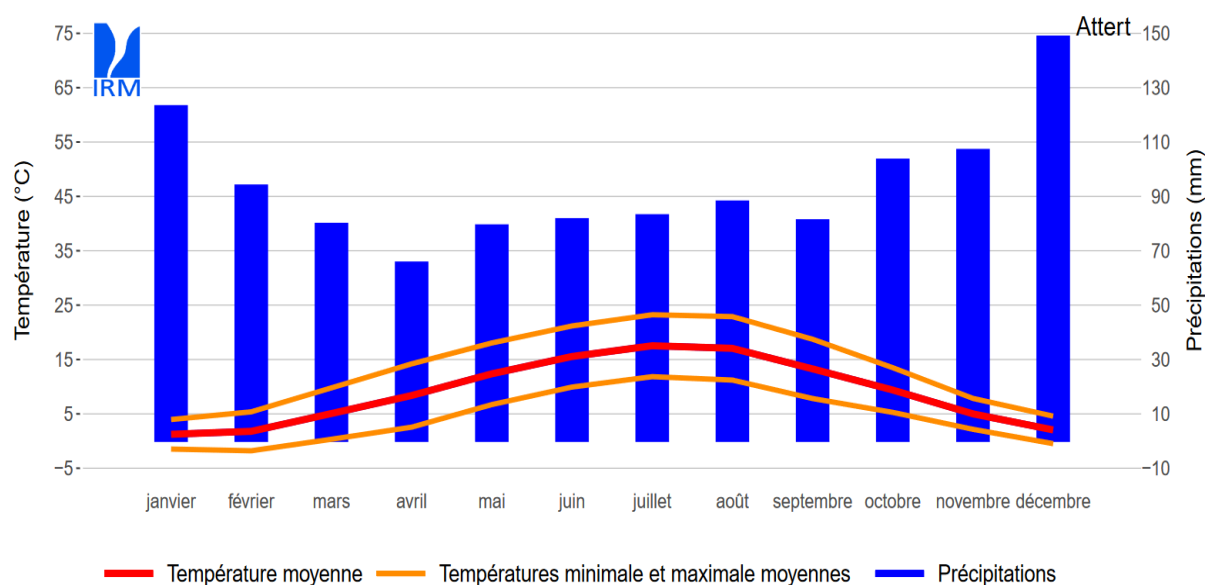


Figure 7: Normales climatiques (précipitation et température) pour la commune d'Attert sur la période 1991 - 2020 (Attert, n.d.)

Tableau 21 : Principales caractéristiques des sols d'Attert

Caractéristiques des sols	Attert
Texture*	Sablo-limoneux
Sable [%]**	61±4
Limon [%]**	26±4
Argile [%]**	13±1
Charge caillouteuse**	2±0
Type de sol	Planosol*** Sol sablo-limoneux à drainage naturel principalement modéré ou imparfait****
Pédologie*****	wLda2(t), wPDa2(t) et wLha2(t) Substrat argilo-sableux commence à une profondeur allant de 40 à 80cm
Matériau parental	Marne dolomitique
Teneur en carbone organique d'un sol de référence [g/kg]**	19,6±2,3
Teneur en biochar dans les aires de faulde [g/kg]**	6,2±1,7

* Selon la classification USDA

** Données venant de la thèse de Zanutel

*** Selon la WRB (World Reference Base Soil Ressources)

**** Selon la CNSW250 (Carte des Principaux Types de Sols de Wallonie au 1/250000)

***** Selon la CNSW20 (Carte Numérique des Sols de Wallonie) ; plus de précisions en Annexe A

A Attert, l'échantillonnage s'est fait le 19 février 2024, soit dans la période de l'épandage progressif de fumier sur la parcelle. L'enfouissement du jeune biochar ayant eu lieu le 29 mars 2021, environ trois ans se sont écoulés. Cet épandage de fumier est une étape intermédiaire entre la destruction par le labour du couvert d'hiver (triticale), qui sera ensuite enfui dans le sol une fois le fumier épandu, et le semis de maïs. La destruction du couvert a eu lieu mi-février 2024.

3.2.3. Traitements et lieux d'échantillonnage

En plus du vieux biochar provenant des aires de faulde déjà présentes sur les parcelles, du jeune biochar de teneur 1% et 2% en poids a été appliqué pour étudier les impacts à court terme. Leurs taux d'application sont respectivement de 13,5 et 27 T/ha, correspondant à une concentration massique de 1% et 2% (pour une profondeur d'enfouissement de 10 cm). Cette application a été faite un peu avant la culture de printemps. Un motoculteur a permis d'enfuir le biochar le 29 mars 2021 à La Bruyère et le 8 mai 2021 à Attert lors du semis de la culture de printemps. Ce biochar a été produit par GreenPoch SA en pyrolysant de la biomasse d'épicéa à une température de 500°C. Il est certifié EBC (Certificat Européen de Biochar). Les propriétés du jeune biochar à 1% et 2% en masse sont présentées dans le Tableau 22 ci-dessous.

Tableau 22 : Propriétés générales du jeune biochar

Propriétés générales	
Contenu en carbone [% en poids]	81% (en poids)
pH	8,9
DMP (Diamètre moyen pondéral) [mm]	3,1mm
Pourcentage de particules supérieures à 2mm	60%

Afin de pouvoir comparer les effets à court et long terme du biochar, quatre traitements sont analysés. Le vieux biochar provenant des aires de fauldes est nommé OB et le jeune biochar est nommé YB1% quand il a une teneur de 1% et YB2% quand il a une teneur de 2%. Le dernier traitement est la référence sans biochar (REF). Une répétition de chaque traitement a été regroupée géographiquement avec les trois autres pour former un bloc d'échantillonnage. Chaque site d'étude en présente trois (Figure 8).

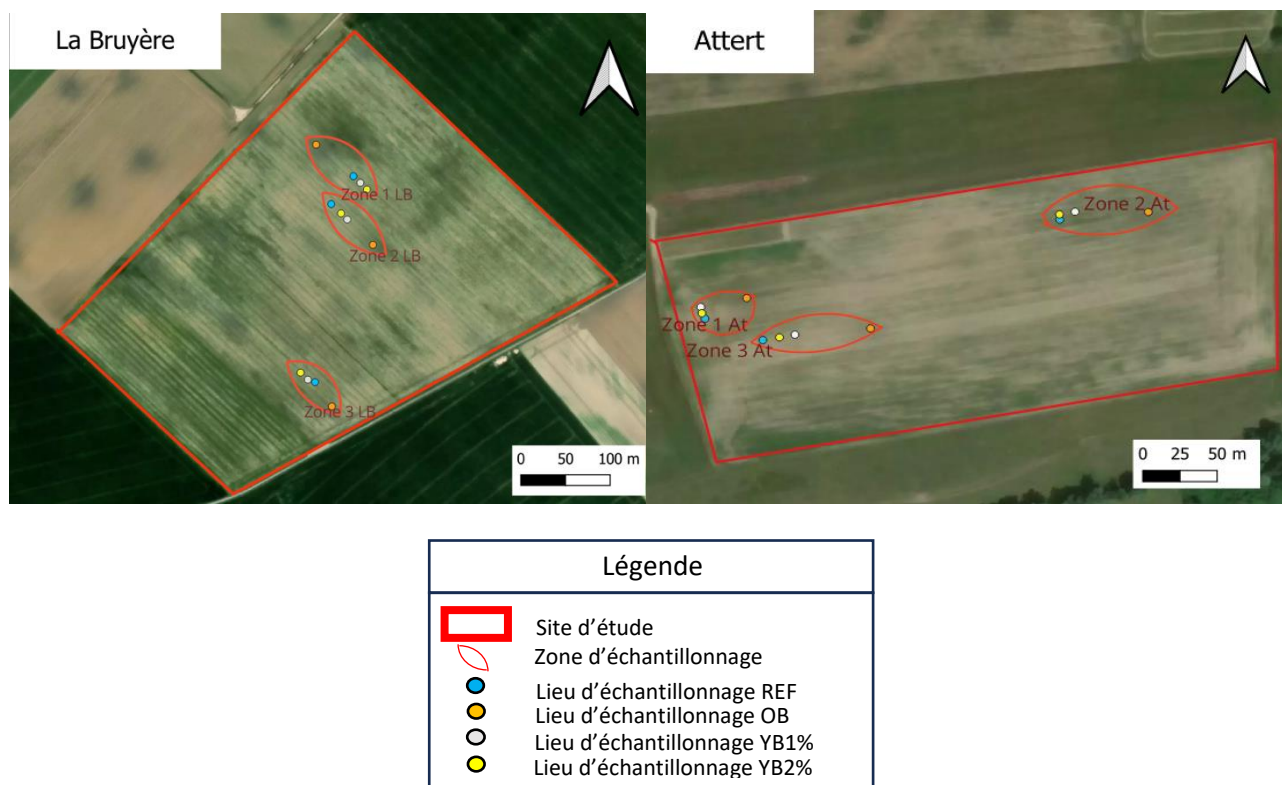


Figure 8 : Délimitation des parcelles, disposition des blocs d'échantillonnages (zones) et des traitements REF (en bleu), OB (en orange), YB1% (en gris) et YB2% (en jaune) pour le site de La Bruyère (a) et Attert (b).

3.2.4. Echantillonnages

La campagne d'échantillonnage a majoritairement été faite en février et début mars mais s'est étendue jusqu'à début avril pour le site de La Bruyère, principalement en raison de conditions météorologiques défavorables. L'échantillonnage des kopecki et l'utilisation du pénétromètre ont eu lieu le 12 février

2024 pour le site de La Bruyère. Celui d'échantillons perturbés le 29 février 2024 et celui des échantillons semi perturbés le 6 mars 2024. Il s'est mis à pleuvoir à partir de la moitié de l'échantillonnage du 6 mars 2024, ce qui a rendu les derniers échantillons plus humides. Le sol étant très souvent humide, l'utilisation des infiltromètres s'est faite du 8 mars 2024 jusqu'à début avril 2024.

Contrairement à La Bruyère, il a suffi d'aller une seule fois, le 19 février 2024, sur la parcelle pour le site d'Attert. L'échantillonnage de kopecki, d'échantillons perturbés et l'utilisation du pénétromètre et d'infiltromètres ont donc été faits le même jour. Sur place, un grand nombre de vers de terre a été observé. Du fumier avait déjà été épandu sur une partie de la parcelle le jour de l'échantillonnage. En retirant le fumier et quelques centimètres de sol, la prise d'échantillons et l'utilisation du pénétromètre a pu se faire aux deux endroits d'échantillonnage concernés par l'épandage. Cependant, la conservation des premiers centimètres de sol est importante pour l'utilisation des infiltromètres. Les mesures devant se faire à ces deux endroits (bloc 2) ont été prises dans le bloc 3 en veillant à les faire pour les mêmes traitements. Les échantillons de chaque parcelle ont été directement stockés dans un frigo après l'échantillonnage, et ce jusqu'à leur analyse.

4. Matériel et méthodes

4.1. Masse volumique apparente

La masse volumique apparente se calcule via les données récoltées grâce à l'utilisation de la casserole à basse pression (Section 4.3.1.). Elle est calculée comme suit (Vitková et al., 2024) :

$$\rho_a = \frac{m_{sec}}{V_{tot}} \quad (1)$$

Avec ρ_a [g/cm³], la masse volumique apparente du sol sec

4.2. Porosité

La porosité totale est la somme de la macroporosité, mésoporosité et microporosité. La macroporosité est considérée dans ce mémoire comme la différence entre la teneur en eau à saturation et la capacité au champ. La mésoporosité est quant à elle la différence entre la capacité au champ et le point de flétrissement permanent. Enfin, la microporosité est assimilée au point de flétrissement permanent.

La porosité totale peut être également calculée de la manière suivante (Alghamdi et al., 2020) :

$$\varepsilon = 1 - \frac{\rho_a}{\rho_s} \quad (2)$$

Avec :

- ε [cm³/cm³], la porosité totale
- ρ_s [g/cm³], la masse volumique des particules du sol

4.3. Points caractéristiques de la courbe de rétention

La courbe de rétention comprend plusieurs points particuliers. Le premier étant θ_s [cm³/cm³], la teneur en eau à saturation, c'est-à-dire la teneur en eau quand le sol est saturé. Théoriquement, il est considéré que les pores sont totalement remplis d'eau à la teneur en eau à saturation mais en réalité cette situation n'est jamais entièrement atteinte. Le deuxième point est la capacité au champ, θ_{cc} [cm³/cm³]. Elle correspond à la teneur en eau après ressuyage d'un sol pendant 48 heures. Le pF correspondant est de 2,4, ce qui correspond à un sol dont une tension de 0,25 bar est appliquée. Le troisième point est le point de flétrissement permanent, θ_{pfp} [cm³/cm³]. Il correspond au moment où la plante n'arrive plus à extraire l'eau du sol. Ce phénomène commence à un pF de 4,2, soit quand une tension de 15 bar est appliquée au sol. (Osman, 2013). Une fois ces points connus, la réserve en eau utile, REU, c'est-à-dire l'eau accessible pour la plante, peut être calculée. Il s'agit de la différence entre la capacité au champ et le point de flétrissement permanent. Elle correspond également à la mésoporosité.

La teneur en eau volumique se calcule de la manière suivante :

$$\theta = \frac{V_{eau}}{V_{tot}} \quad (3)$$

Avec comme paramètres :

- θ [cm³/cm³], la teneur en eau volumique
- V_{eau} [cm³], le volume d'eau du sol
- V_{tot} [cm³], le volume total du sol

4.3.1. Casserole à basse pression

Les échantillons utilisés pour le perméamètre ont été réutilisés dans la casserole à basse pression. Cette dernière permet de déterminer la teneur en eau volumique à la capacité au champ, telle que mesurée comme suit :

$$\theta_{CC} = \frac{\frac{m_{bp} - m_{sec}}{\rho_{eau}}}{V_{tot}} \quad (4)$$

Avec :

- θ_{CC} [cm³/cm³], la teneur en eau à la capacité au champ
- m_{bp} [g], la masse du sol après être passée à la casserole à basse pression
- m_{sec} [g], la masse du sol sec
- ρ_{eau} [g/cm³], la masse volumique de l'eau, soit 1

Les échantillons utilisés sont des kopecki de 100 cm³ préalablement saturés. La saturation se fait en deux étapes. La première consiste en une pré-saturation. Comme pour le perméamètre, il est préférable d'éviter de saturer trop vite l'échantillon. Les kopecki sont disposés dans un bac de sorte que le niveau d'eau arrive à leur base. Une membrane en nylon recouvre leur extrémité inférieure afin de ne pas perdre de sol. L'eau monte donc par capillarité depuis le bas de l'échantillon. La deuxième étape consiste en l'utilisation du bac à saturation. Ce dernier est rempli d'une solution diluée de sulfate de calcium 0,005 M afin d'éviter la dispersion des argiles. Après la pré-saturation, les échantillons sont disposés dans le bac à saturation dont le niveau d'eau est maintenu constant par une bouteille de Mariotte. Une fois saturés, les échantillons sont pesés afin de pouvoir calculer la teneur en eau volumique à saturation dont l'équation est la suivante :

$$\theta_s = \frac{\frac{m_s - m_{sec}}{\rho_{eau}}}{V_{tot}} \quad (5)$$

Avec :

- θ_s [cm³/cm³], la teneur en eau à saturation
- m_s [g], la masse du sol à saturation

Les kopecki sont ensuite transférés sans membrane en nylon dans la casserole à basse pression (Figure 9). Ils sont disposés sur une plaque poreuse en céramique ayant également été saturée au préalable.

La face inférieure de la plaque est connectée par un tuyau à la pression atmosphérique. Une fois la casserole fermée, une pression d'air donnée peut être appliquée aux échantillons. La pression utilisée pour calculer la teneur en eau à la capacité au champ est de 0,25 bar, soit approximativement un pF de 2,4. Dès que la pression désirée est appliquée au sein de cette enceinte fermée, les échantillons se désaturent, ce qui entraîne dans un premier temps la sortie d'une quantité importante d'eau via les tuyaux. Il est préférable de recueillir cette eau dans une barquette. Après deux ou trois jours, les tuyaux sont connectés à des tubes et ce, jusqu'à ce que leur poids ne varie plus pendant 48h consécutives. A ce stade, l'équilibre entre l'eau de l'échantillon et la pression désirée est atteint et l'utilisation de la casserole à basse pression est donc terminée. Il faut environ une semaine pour arriver à ce stade. Vingt-quatre échantillons, 12 par site, ont ensuite été pesés puis passés à l'étuve à 105°C pendant 24h afin de connaître leur poids lorsqu'ils sont secs. Les 12 autres échantillons serviront pour le QuantiSlake Test.

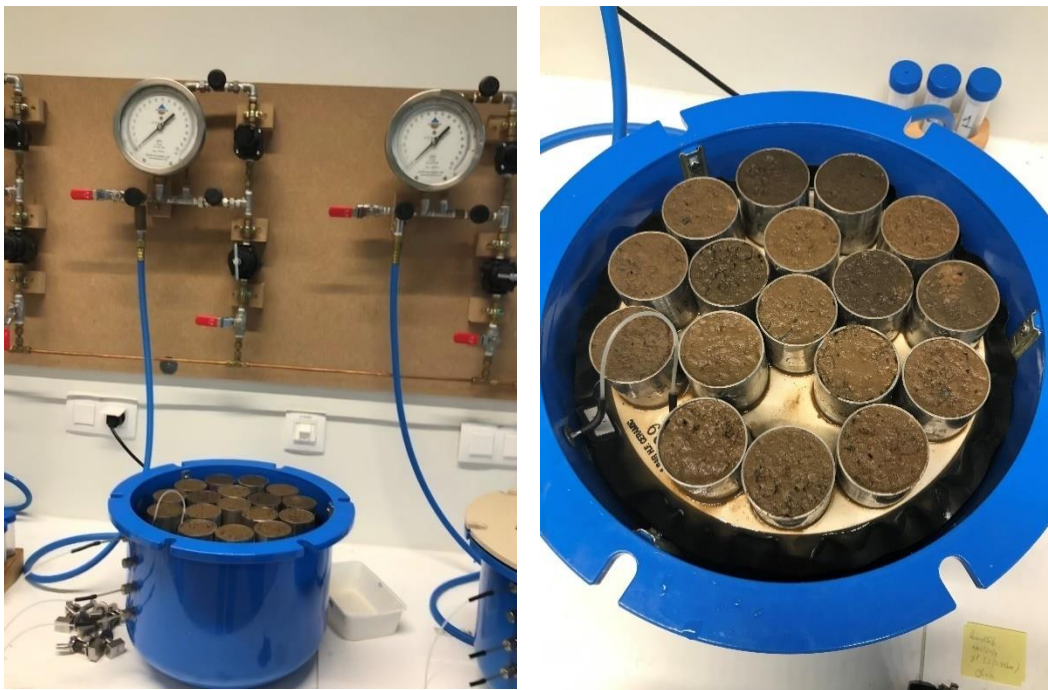


Figure 9 : Photos de la casserole à basse pression remplie d'échantillons

4.3.2. Casserole à haute pression

Vingt-quatre sachets d'échantillons de sol perturbés ont été échantillonnés pour l'utilisation de la casserole à haute pression. Un échantillon a été récolté pour chaque traitement de chacun des blocs et ce, pour les deux parcelles. Le principe de la casserole à haute pression est très similaire à celui de la casserole à basse pression. Des pressions plus importantes peuvent cependant être appliquées. La teneur en eau volumique au point de flétrissement permanent peut être calculée en appliquant une pression d'air de 15 bar, soit approximativement un pF de 4,2. La formule permettant de la calculer est présente sous l'équation ci-dessous :

$$\theta_{PFP} = \frac{\frac{m_{hp} - m_{sec}}{\rho_{eau}}}{V_{tot}} \quad (6)$$

Avec :

- θ_{PPF} [cm^3/cm^3], la teneur en eau au point de flétrissement permanent
- m_{hp} [g], la masse du sol après être passée à la casserole à haute pression

Les échantillons diffèrent de ceux utilisés pour la casserole à basse pression. Etant donné la plus forte pression exercée, les pores liés à la structure se vident tous et seuls les pores liés à la texture sont concernés. C'est la raison pour laquelle des échantillons déstructurés sont utilisés. Avant de pouvoir être mis dans des anneaux sur la plaque poreuse (Figure 10 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**), toujours saturée, les échantillons doivent être sous forme de boue homogène (Annexe B).



Figure 10 : Photos de la casserole haute pression

La boue est obtenue en mélangeant l'échantillon avec une solution diluée de sulfate de calcium 0,005 M. Dès qu'un fin film d'eau se dépose sur la surface de la boue, la consistance désirée est atteinte. Les anneaux dont les dimensions sont 5 cm de diamètre pour 1 cm de hauteur peuvent être entièrement remplis. Trois reliquats par échantillon sont nécessaires. La casserole comporte trois plaques et chaque plaque doit contenir un reliquat de chaque échantillon. Comme pour la casserole à basse pression, une fois fermée et la pression voulue appliquée, l'eau peut être recueillie via les tuyaux dans une barquette pendant quelques jours. Les tubes sont ensuite connectés aux tuyaux et sont pesés jusqu'à ce que leur poids ne varie plus pendant 48h consécutives. Il faut environ deux semaines pour que l'équilibre soit atteint. Les échantillons sont ensuite directement pesés puis mis à l'étuve à 105°C pendant 24h afin de pouvoir connaître la masse de l'échantillon lorsqu'il est sec.

4.4. Conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique à saturation peut être mesurée de diverses manières. Dans le cas de ce mémoire, deux méthodes ont été employées. Des infiltromètres simple anneau automatisés ont été utilisés sur le terrain et des kopecki ont été échantillonnés afin d'être utilisés pour le perméamètre.

4.4.1. Infiltromètre simple anneau automatisé

Afin de mesurer la conductivité hydraulique à saturation, une mesure d'infiltration par infiltromètre simple anneau automatisé a été effectuée sur tous les traitements des trois blocs de chaque parcelle. Soit 12 pour La Bruyère et 12 pour Attert. L'infiltromètre simple anneau automatisé permet de collecter automatiquement des données numériques lors de l'utilisation d'un infiltromètre simple anneau. Pour ce faire, sa structure change légèrement par rapport à un infiltromètre simple anneau non automatisé (Figure 11). Il est doté d'une ouverture permettant la mesure de basse pression par le capteur de pression et d'une ouverture crée un tube ouvert au fond de la bouteille de Mariotte. Cette seconde ouverture servira à déterminer la haute pression. Ces deux ouvertures sont toutes deux connectées par des tuyaux au capteur de pression du système d'acquisition de données (Figure 12). Ce système prend une mesure toutes les 20 secondes. Il affiche en temps réel le temps écoulé depuis le début de l'expérience, le nom du projet et les différences de tension.

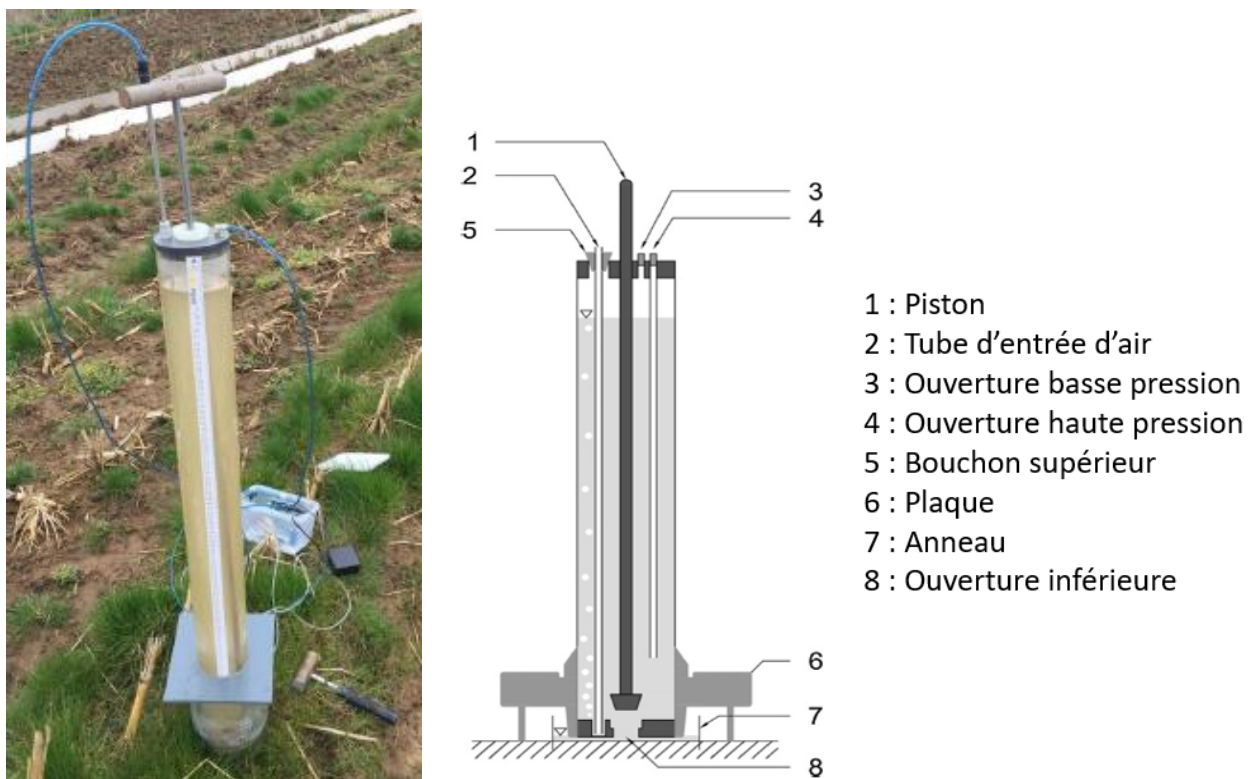


Figure 11 : Photo de Timothée Clement d'un infiltromètre automatisé (à gauche) et schéma des différentes parties non électroniques d'un infiltromètre automatisé (Di Prima, 2015)¹ (à droite)

¹ Les infiltromètres utilisés ont le piston et le tube d'entrée en une seule pièce et non deux

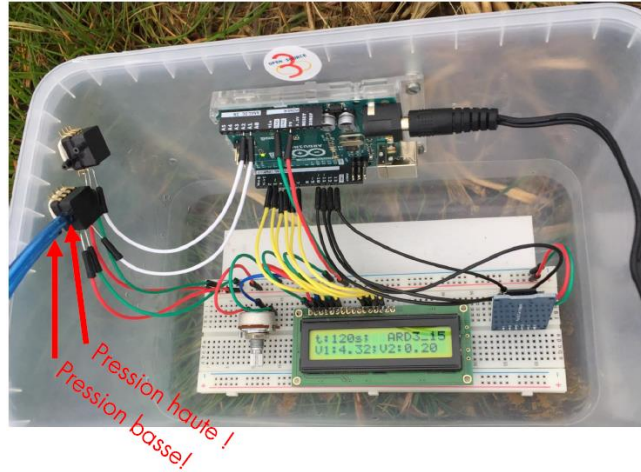


Figure 12 : Système d'acquisition de données (Arduino) de l'infiltromètre simple anneau automatisé

Le principe d'un infiltromètre simple anneau est de maintenir une lame d'eau quasi constante dans l'anneau à l'aide d'une bouteille de Mariotte et de calculer la diminution de la hauteur d'eau en fonction du temps passé dans la bouteille de Mariotte (Di Prima, 2015). Les différentes étapes du mode opératoire sont présentées en Annexe C. Une fois les données récoltées, un fichier Excel permet de traiter ces dernières et d'obtenir le débit. En illustrant les différences de tensions mesurées sur un graphique, deux courbes apparaissent. La première est constante et la deuxième décroît avec le temps. Ce sont les 10 dernières minutes stables de cette seconde courbe qui sont transformées en hauteur d'eau puis en différence d'hauteur d'eau afin d'obtenir le débit de l'infiltromètre.

La conductivité hydraulique à saturation peut se calculer via l'équation de Wooding lorsqu'un infiltromètre est utilisé (Reynolds & Elrick, 1990) :

$$K_s = \frac{G Q}{r H + \pi r^2 + \frac{r}{\alpha}} \quad (7)$$

Avec comme paramètres :

- K_s [mm/h], la conductivité hydraulique à saturation
- G , le paramètre de forme défini par la géométrie du système
- Q [mm/h], le flux d'eau lorsque le régime permanent est atteint
- r [mm], le rayon de l'anneau de l'infiltromètre
- H [mm], l'épaisseur de la lame d'eau
- α [mm⁻¹], le paramètre de forme de l'équation de Gardner (estimée à 0,012 mm⁻¹ (Castellini et al., 2021))

Le paramètre G peut être approché via la régression suivante (Reynolds & Elrick, 1990):

$$G = 0,316 \frac{d}{r} + 0,184 \quad (8)$$

Avec d [mm], la profondeur d'enfoncement de l'anneau

4.4.2. Perméamètre

Le perméamètre (Figure 13) nécessite de petits échantillons, des kopecki de 100 cm³, contrairement à l'infiltromètre simple anneau. Deux kopecki ont été échantillonnés pour chaque traitement compris dans les trois blocs de chaque parcelle. Soit 24 pour chaque site. Le perméamètre peut être utilisé de deux manières, soit via la méthode de la charge constante, soit via la méthode de la charge variable. La deuxième méthode concerne les échantillons peu perméables et n'a pas été utilisée dans le cadre de ce mémoire. C'est pourquoi seulement la méthode de la constante est développée ci-dessous.



Figure 13 : Photo du perméamètre

Le principe global (Figure 14) est de créer une différence de pression d'eau aux deux extrémités d'un échantillon de sol saturé (kopecki) et de mesurer le flux d'eau résultant. Le liquide contenu dans le perméamètre est en réalité une solution diluée de sulfate de calcium 0,0047 M. Pour ce faire, il faut tout d'abord saturer progressivement les échantillons disposés dans le bac d'eau. L'ajout des kopecki dans ce dernier nécessite certaines manipulations. Des membranes en nylon sont placées de part et d'autre des kopecki afin d'éviter les pertes de sol à analyser. Les kopecki sont ensuite disposés dans des conteneurs qui sont chacun refermés par un disque criblé, le tout placé dans le bac d'eau (Annexe D). La saturation doit se faire en trois temps en augmentant progressivement la hauteur du régulateur de niveau d'eau. Cette saturation progressive permet d'éviter l'apparition de bulles d'air dans les échantillons. Cet air représenterait un obstacle à l'infiltration de l'eau dans les échantillons, ce qui engendre une sous-estimation du débit d'infiltration.

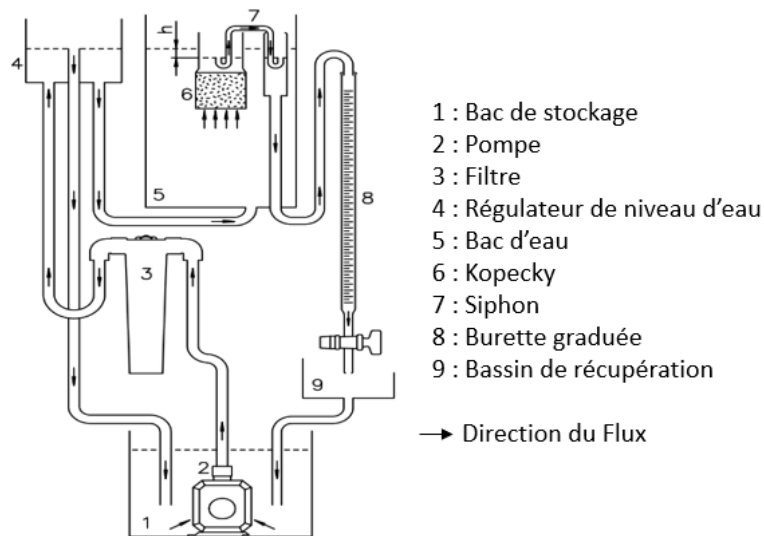


Figure 14 : Schéma du fonctionnement du perméamètre (Royal Eijkelpamp, 2022)

Une fois les échantillons correctement saturés et la hauteur d'eau mesurée dans les conteneurs et le bac d'eau, des siphons sont placés de manière à former un continuum d'eau entre les kopecki et chaque burette graduée correspondante. Cela ferme le système. La pompe envoie l'eau du bac de stockage vers le régulateur de niveau d'eau en passant par un filtre. Ce régulateur est connecté au bac d'eau et possède également un tuyau permettant d'évacuer l'excès d'eau dans le bac de stockage. Afin de limiter l'évaporation au niveau du bac d'eau, ce dernier dispose d'un couvercle. Dès qu'un siphon est placé, l'excès d'eau du conteneur est évacué dans la burette graduée. Une fois cet excès évacué, le robinet de la burette peut être fermé. Le débit passant dans la burette peut dès lors être calculé ainsi que les nouvelles hauteurs d'eau dans les conteneurs et le bac d'eau. Le but de l'utilisation de burettes graduées est de mesurer un débit constant. Lorsque le robinet d'une burette est ouvert, l'eau s'y écoule et arrive dans le bassin de récupération qui est relié au bac de stockage.

La formule permettant de calculer la conductivité hydraulique à saturation pour la méthode de la charge constante est la suivante (Royal Eijkelpamp, 2022) :

$$K_s = \frac{V L}{t H A} \quad (9)$$

Dont les paramètres sont :

- K_s [mm/h], la conductivité hydraulique à saturation
- V [mm³], le volume d'eau récolté dans la burette
- L [mm], la hauteur du kopecki
- t [h], le temps pour que V traverse l'échantillon
- H [mm], la différence de charge hydraulique
- A [mm²], l'aire de l'échantillon

4.5. Résistance à la pénétration

Afin de calculer la résistance à la pénétration, trois pénétrations ont été effectuées sur chacun des traitements des trois blocs de chaque parcelle, ce qui équivaut à un total de trois fois 12 pénétrations par parcelle. Le pénétromètre permet de calculer la résistance à la pénétration du sol, soit une mesure de compaction. Les mesures sont enregistrées automatiquement et peuvent être ensuite transférées sur un ordinateur. Plusieurs facteurs influencent les résultats. Ce sont la masse volumique apparente, l'humidité du sol, la teneur en matière organique, la texture et la structure du sol.

Grâce au boîtier (Figure 15) une série d'opérations peuvent être effectuées telles que la planification des mesures ou leur lancement et arrêt. Plusieurs données sont indispensables au fonctionnement du pénétromètre. Avant de pouvoir faire les mesures, il faut absolument faire un plan, soit directement dans le pénétromètre, soit en passant d'abord par un ordinateur. Les données à encoder sont le nom du projet et de la compagnie, le nombre de plots (endroit où les mesures sont faites), la taille du cône utilisé (généralement le 1 cm²), la vitesse de pénétration (2 cm/s est recommandé) et le nombre de pénétrations par plot. Le GPS intégré peut également être activé afin de connaître précisément les coordonnées des mesures. Une sonde d'humidité peut également être connectée à l'appareil.



Figure 15 : Différentes parties du pénétromètre (Royal Eijkelkamp, 2022)

Pour effectuer une mesure, le pénétromètre doit être déposé sur le sol au centre de la plaque de référence de la profondeur (Figure 16). Cette plaque comporte un niveau afin de la positionner correctement sur le sol. Une fois que le pénétromètre est bien perpendiculaire au sol (le niveau qu'il comporte permet d'en être sûr), la mesure peut être lancée. Le pénétromètre doit être enfoncé dans le sol verticalement à vitesse constante en respectant celle entrée précédemment dans l'appareil. Afin d'estimer la vitesse qu'a le pénétromètre en temps réel, une barre verticale apparaît à gauche de l'écran. Lorsqu'elle est dirigée vers le haut, vers L, cela signifie que la vitesse de pénétration est trop faible, alors que lorsqu'elle est dirigée vers le bas, vers S, la vitesse est trop importante. Si la résistance

du sol devient trop forte, il faut arrêter la mesure. Etant donné que la profondeur maximale de prise de mesure est de 80 cm, si cette profondeur est atteinte la mesure est automatiquement arrêtée. Le sol pouvant être très résistant, il faut toujours garder à l'œil la tige de sondage. Il faut éviter qu'elle ne se plie car si la contrainte exercée est trop forte elle risque de rompre. Une fois que toutes les mesures sont prises, ces dernières peuvent être transférées via le port de communication sur un ordinateur équipé du logiciel Eijkelkamp PenetroViewer. Le logiciel permet de visualiser les données directement en MPa mais afin de les traiter il est préférable de convertir ces dernières en fichier texte et de les encoder dans un Excel. La résistance du sol par unité de surface est en Newton dans le fichier texte, mais peut être convertie en MPa en divisant cette valeur par la surface du cône en mm² (Royal Eijkelkamp, 2022).



Figure 16 : Mise en pratique du pénétromètre sur le terrain (Royal Eijkelkamp, 2022)

4.6. Stabilité des agrégats : test de Le Bissonnais

Afin de tester la stabilité structurale des différentes zones d'échantillonnage, des échantillons de sol semi-perturbés ont été récoltés. Un sur chaque traitement des trois blocs de chaque parcelle. Le test de Le Bissonnais (Le Bissonnais, 1996) est appliqué à ces échantillons. Il s'agit d'une méthode testant la stabilité structurale d'agrégats de sol, c'est-à-dire leur résistance vis-à-vis de l'action de l'eau. Une caractéristique de la stabilité structurale est qu'elle influence l'érosion et l'infiltration de l'eau dans le sol. Plusieurs mécanismes de désagrégation sont mis en évidence dans ce test : le slaking, le gonflement différentiel, la désagrégation mécanique et la dispersion physico-chimique.

Les échantillons semi-perturbés ont été séchés à l'air libre, désagregés à la main et triés via des tamis afin de sélectionner des agrégats dont la taille est comprise entre 3 et 5 mm. Lors de cette sélection, les particules grossières de biochar ainsi que les éléments végétaux ont été exclus afin de ne pas fausser les résultats. Le test de Le Bissonnais comprend trois traitements : l'humectation rapide par immersion dans l'eau, l'humectation lente par capillarité et la désagrégation mécanique par agitation après réhumectation dans l'éthanol. Cinq grammes d'agrégats entre 3 et 5 mm provenant de chaque zone d'échantillonnage sont utilisés par traitement, soit au total 15 grammes pour effectuer une fois

le test de Le Bissonnais en entier pour une zone d'échantillonnage. Le test de Le Bissonnais sera effectué deux fois afin d'obtenir une meilleure précision et d'écarter les valeurs aberrantes (Le Bissonnais, 1996).

4.6.1. Humectation rapide par immersion dans l'eau

Le traitement par humectation rapide permet de tester le comportement de matériaux secs soumis à des humectations brutales. Ce genre de conditions sont présentes lors d'inondation par submersion ou encore de pluies intenses tels que des orages de printemps ou d'été. Dans ce dernier cas, l'effet de l'impact des gouttes de pluie joue également un rôle mais il n'est pas reproduit ici. Le protocole complet est disponible dans Le Bissonnais (Le Bissonnais, 1996).

1. Cinq grammes d'agrégats secs sont immergés dans 50 cm³ d'eau déionisée pendant 10 minutes
2. L'eau est retirée à l'aide d'une pipette
3. Les agrégats sont transférés sur un tamis de 50 µm plongé dans de l'éthanol et tamisés pendant 20 secondes pour ne garder que la fraction supérieure à 50 µm.

4.6.2. Humectation lente par capillarité

Le traitement par humectation lente permet de tester le comportement de matériaux secs et peu humides soumis à des pluies modérées. Étant beaucoup moins destructif que le traitement par humectation rapide, un de ses atouts est de pouvoir discriminer les sols très peu stables.

1. Cinq grammes d'agrégats sont disposés pendant 30 minutes sur un papier filtre se trouvant sur un bac à sable à la surface duquel une succion de trois cm est appliquée
2. Les agrégats sont transférés sur un tamis de 50 µm plongé dans de l'éthanol et tamisés pendant 20 secondes

4.6.3. Désagrégation mécanique par agitation après réhumectation

Le traitement de désagrégation mécanique permet de tester le comportement de matériaux humides, comme lors de périodes hivernales humides. Une réhumectation préalable a pour but de tester la cohésion des agrégats à l'état humide de manière indépendante de l'éclatement de ces derniers. Cette réhumectation peut se faire de deux manières, soit sous vide, soit en utilisant un liquide non polaire miscible à l'eau. Lors de cette expérience, la réhumectation se fait avec de l'éthanol comme liquide non polaire miscible à l'eau. Des photos de ce traitement et de l'essentiel du matériel de mesure sont en Annexe E.

1. Cinq grammes d'agrégats sont immergés dans 50 cm³ d'éthanol pendant 10 minutes
2. L'éthanol est enlevé à l'aide d'une pipette
3. Les agrégats sont transférés dans un erlenmeyer de 50 cm³ d'eau déionisée
4. L'erlenmeyer est rempli d'eau déionisée jusqu'à 200 cm³ puis retourné 20 fois
5. Le sol sédimente dans l'erlenmeyer pendant 30 minutes
6. L'eau en excès est retirée à l'aide d'une pissette
7. Le sol est transféré sur un tamis de 50 µm plongé dans de l'éthanol et tamisé pendant 20 minutes

4.6.4. Diamètre moyen pondéral (DMP)

Après chaque traitement, la fraction supérieure à 50 µm est séchée pendant 24h à 105 degrés et passée sur une batterie de tamis de 2000 µm, 1000 µm, 500 µm, 200 µm, 100 µm et 50 µm. Chaque fraction est pesée et permettra de calculer le diamètre moyen pondéral après désagrégation. La valeur du DMP est théoriquement comprise entre 0,025 mm et 3,5 mm (Le Bissonnais, 1996 ; Le Bissonnais et al, 2002). Les classes de stabilité et de battance correspondant à différentes gammes de valeurs de DMP sont représentées dans le Tableau 23. L'équation permettant de la déterminer est la suivante :

$$DMP = \frac{\sum_{i=1}^n x_i m_i}{m_{tot} * 100} \quad (10)$$

Dont les paramètres sont :

- x_i [m], le diamètre moyen entre les tamis comprenant les agrégats i
- m_i [g], la masse des agrégats i
- m_{tot} [g], la masse totale d'agrégats, soit cinq grammes

Cette formule peut être reformulée comme suit :

$$DMP = \sum ([\varnothing \text{ moyen entre deux tamis}] * [\% \text{ des particules retenues sur le tamis inférieur}]) \quad (11)$$

Tableau 23 : Classes de stabilité et de battance en fonction des valeurs du diamètre moyen pondéral après désagrégation (DMP) (Le Bissonnais et al, 2002)

DMP	Stabilité	Battance
< 0,4 mm	Très stable	Systématique
0,4 - 0,8 mm	Instable	Très fréquente
0,8 - 1,3 mm	Moyennement stable	Fréquente
1,3 - 2 mm	Stable	Occasionnelle
> 2 mm	Très stable	Très rare

4.7. Stabilité structurale : QuantiSlake Test

Afin d'évaluer la stabilité structurale des sols étudiés, le QuantiSlake Test (QST) est utilisé. Il s'agit d'une méthode développée par deux membres du CRA-W (Centre de Recherche Agronomique Wallon) de Gembloux (Briec François Hardy et Frédéric Marie Vanwindekens). Le QST consiste en une approche quantitative du Slake Test. Le principe est d'effectuer une pesée dynamique d'échantillons de sol structurés et secs plongés dans de l'eau déminéralisée et de suivre graphiquement la perte de poids de l'échantillon sur ordinateur (Vanwindekens & Hardy, 2023). Sa plus-value par rapport au Slake Test est son aspect quantitatif. L'ajout de la balance et de la prise de mesure qui s'y réfère permet une interprétation plus précise et moins subjective des résultats.

En 2023, l'UCLouvain a décidé de se munir de ce dispositif, évitant ainsi des déplacements systématiques pour l'utilisation du QST. Début 2024, deux techniciens, Sébastien François et Olivier

Lebbe, ont fini la mise en place du QST dans le laboratoire de physique du sol de l'UCLouvain (Figure 17). Le logiciel de l'UCLouvain a été calibré pour s'arrêter automatiquement après 1000 secondes, soit environ 17 minutes.



Figure 17 : Photo du dispositif QST de l'UCLouvain

Les échantillons utilisés pour le QST sont des kopecki de 100 cm³. Idéalement, les échantillons devraient être utilisés sans qu'il n'y ait d'analyses entre l'échantillonnage et le QuantiSlake Test. Cependant, par manque de vigilance pour l'organisation des manipulations, la moitié des échantillons sortant de la casserole à basse pression a été utilisée pour ce test. Une fois les échantillons sortis de leurs anneaux métalliques, le protocole préconise de les sécher entre 30 et 35°C jusqu'à ce que leur humidité se stabilise. Cette étape dure environ une semaine. Une fois ce prétraitement effectué, l'expérience en tant que telle peut commencer. Elle contient les étapes suivantes :

- Remplir le berlin d'eau déminéralisée de sorte que le panier puisse être entièrement immergé
- Tarer la balance quand le panier vide est immergé dans l'eau déminéralisée
- Ouvrir le programme et encoder le projet et le nom du fichier
- Sortir le panier de l'eau et y placer l'échantillon
- Lancer la simulation
- Immerger directement le panier contenant l'échantillon dans l'eau déminéralisée

Lorsque l'échantillon est introduit dans l'eau, il subit la poussée d'Archimède. Il s'agit d'une force s'opposant au poids. La masse de l'échantillon diminue donc pendant la phase d'immersion. Une fois que l'échantillon est dans l'eau, la première valeur enregistrée correspond à t_0 , le temps au moment 0 (Figure 18). C'est à partir de ce moment que la porosité du sol peut se remplir d'eau, ce qui fait généralement augmenter la masse. Après quelques secondes ou minutes, la masse de l'échantillon

atteint un maximum appelé $W_{\max}$, et ce au temps $t_{\max}$. Ensuite, la désagrégation devient dominante par rapport au gain de masse venant de l'humidification, ce qui se traduit par une diminution de la masse. $W_{\max}$ est utilisé comme référence pour exprimer la masse de manière relative. Afin d'analyser les données, des indicateurs relatifs à la courbe du QST sont utilisés. Il y en a quatre types :

- (i) Les indicateurs relatifs à l'augmentation de la masse survenant juste après l'immersion de l'échantillon. Ils comprennent $t_{\max}$, $W_{\max} - W_{t0}$ (l'augmentation de la masse entre t_0 et $t_{\max}$) et $\text{Slope}_{0-\max}$ (la pente entre t_0 et $t_{\max}$).
- (ii) Les indicateurs relatifs aux pentes de la partie décroissante de la courbe. Pour ces indicateurs, $t_{\max}$ est considéré comme point de départ. Ils comprennent la pente entre $t_{\max}$ et différents moments de l'expérience ($\text{Slope}_{\max-30}$ (entre $t_{\max}$ et 30 secondes), $\text{Slope}_{\max-60}$ (entre $t_{\max}$ et 60 secondes), $\text{Slope}_{\max-600}$ (entre $t_{\max}$ et 300 secondes) et $\text{Slope}_{\max-600}$ (entre $t_{\max}$ et 600 secondes).
- (iii) Les indicateurs liés à des valeurs seuils de la perte de masse. Ils correspondent au temps nécessaire pour atteindre une certaine fraction de perte de masse relative entre le maximum et la masse finale de l'échantillon à la fin de l'expérience. Ce qui donne comme indicateurs $dt_{\max-25}$ (l'intervalle de temps entre $t_{\max}$ et le moment où 25% de la masse relative est perdue), dt_{25-50} (l'intervalle de temps entre le moment où 25% et 50% de la masse relative est perdue), dt_{50-75} , dt_{75-90} et dt_{90-95} .
- (iv) Les indicateurs globaux permettant une vue globale de l'évolution de la masse pendant tout le QST. Ils comprennent W_{end} (la masse relative à la fin de l'expérience) et AUC (l'aire sous la courbe).

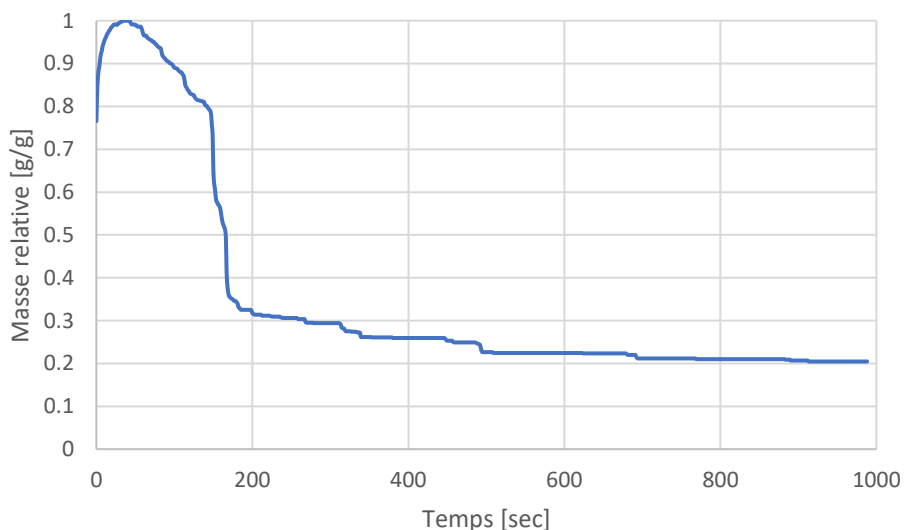


Figure 18 : Graphique représentant les résultats d'un QST

Sur base du tableau en Annexe F, des indicateurs dont le coefficient d'autocorrélation est faible sont sélectionnés afin de ne pas montrer des effets similaires. En ce qui concerne les manipulations effectuées pour ce travail, les étuves étant occupées, les échantillons ont été séchés dans la salle de séchage à une température de 25°C jusqu'à ce que leur poids soit stable.

4.8. Analyse statistique

Afin de déterminer s'il y a un effet significatif de la parcelle, du traitement et de l'interaction entre la parcelle et le traitement sur les variables, un test ANOVA à deux variables a été effectué sur l'ensemble des données via le logiciel JMP. Ces deux variables en question sont la parcelle (La Bruyère ou Attert) et le traitement (REF, OB, YB1% ou YB2%). Le but est de déterminer leurs effets sur les résultats. Une p-valeur supérieure à 0,05 signifie que l'hypothèse nulle n'est pas rejetée. Les mesures étant disposées sous forme de bloc, l'effet de ce dernier doit être également pris en compte. Etant donné que le modèle utilisé est linéaire, deux hypothèses sous-jacentes à ce modèle doivent être testées :

- L'homoscédasticité, soit que la variance des résidus est constante
- Les résidus suivent une loi normale

Les résultats des ANOVA sont représentés dans les graphiques et tableaux sous forme soit de lettres soit d'étoiles. En ce qui concerne les lettres, si elles sont identiques il n'y a pas d'effet significatif. Elles ont été déterminées en effectuant toutes les comparaisons par paires via le test post-hoc HSD (Honestly Significant Difference) de Tukey. Pour les étoiles, NS signifie non significatif (p-valeur > 0,05), * signifie que la p-valeur est comprise entre 0,05 et 0,01, ** signifie que la p-valeur est comprise entre 0,01 et 0,001 et *** signifie une p-valeur < 0,001.

5. Résultats

5.1. Masse volumique apparente et porosité

Les valeurs moyennes de la masse volumique apparente, la porosité, la macroporosité et la microporosité sont présentées dans le Tableau 24. Les résultats de l'ANOVA sont présentés dans le Tableau 25.

Etant donné que ρ_s n'a pas été mesurée, la porosité totale est égale à la teneur en eau à saturation. Il est également possible d'estimer la porosité à partir de la valeur de la masse volumique apparente du sol et de la masse volumique de la phase solide du sol. A défaut de mesurer directement la masse volumique du solide, cette valeur est couramment fixée à $2,65 \text{ g/cm}^3$, la valeur du quartz. Cependant, lorsque du biochar est ajouté au sol, ce dernier a une incidence sur ρ_s . L'impact de cette approximation sur la porosité est dépendant de la teneur en biochar. La comparaison entre la porosité équivalente à θ_s et de la porosité calculée sur base de la masse volumique du quartz est reprise dans le Tableau 24.

Tableau 24 : Masse volumique apparente, porosité équivalente à θ_s , porosité calculée via l'équation 2 en utilisant la masse volumique du quartz, macroporosité et microporosité pour les différents traitements de chaque site. Les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de $p=0,05$. Les lettres peuvent être comparées d'un site à l'autre

Site	Traitement	Masse volumique apparente [g/cm ³]	Porosité_θs [cm ³ /cm ³]	Porosité_masse volumique quartz [cm ³ /cm ³]	Macroporosité [cm ³ /cm ³]	Microporosité [cm ³ /cm ³]
La Bruyère	REF	1,42 ± 0,12 ^A	0,45 ± 0,04 ^A	0,46 ± 0,05 ^A	0,12 ± 0,05 ^A	0,16 ± 0,01 ^A
	OB	1,38 ± 0,06 ^A	0,45 ± 0,01 ^A	0,48 ± 0,02 ^A	0,10 ± 0,01 ^A	0,16 ± 0,01 ^A
	YB1%	1,24 ± 0,04 ^A	0,47 ± 0,01 ^A	0,53 ± 0,02 ^A	0,15 ± 0,02 ^A	0,14 ± 0,01 ^A
	YB2%	1,32 ± 0,07 ^A	0,47 ± 0,02 ^A	0,50 ± 0,03 ^A	0,13 ± 0,03 ^A	0,15 ± 0,00 ^A
Attert	REF	1,34 ± 0,22 ^A	0,47 ± 0,05 ^A	0,49 ± 0,08 ^A	0,13 ± 0,05 ^A	0,20 ± 0,05 ^B
	OB	1,27 ± 0,08 ^A	0,52 ± 0,04 ^A	0,52 ± 0,03 ^A	0,15 ± 0,03 ^A	0,18 ± 0,01 ^B
	YB1%	1,39 ± 0,11 ^A	0,46 ± 0,03 ^A	0,47 ± 0,04 ^A	0,13 ± 0,02 ^A	0,22 ± 0,04 ^B
	YB2%	1,41 ± 0,08 ^A	0,46 ± 0,03 ^A	0,47 ± 0,03 ^A	0,14 ± 0,01 ^A	0,21 ± 0,03 ^B

Tableau 25 : Résultats de l'ANOVA (p-valeurs) pour l'ensemble des variables mesurées à l'exception du pénétromètre. Une p-valeur < 0,05 (en rouge) est considérée comme significative.

Variable	Parcelle	Traitement	Parcelle*Traitement
Masse volumique apparente	0,875	0,129	0,060
Porosité_θ _s	0,520	0,157	0,171
Porosité_masse volumique quartz	0,875	0,129	0,060
Macroporosité	0,579	0,583	0,249
Log Microporosité	0,036	0,809	0,060
θ _{2,4}	0,838	0,269	0,501
Log θ _{4,2}	0,036	0,809	0,249
Log REU	0,048	0,042	0,015
Log Ks perm	0,102	0,102	0,111
Log Ks infiltro	0,011	0,398	0,017
HR	0,021	0,330	0,290
Log HL	0,001	0,920	0,352
DM	0,008	0,622	0,843
MT	0,005	0,715	0,263
Log Wend	0,002	0,475	0,783
Log Slope ₃₀₀₋₆₀₀	0,056	0,727	0,064
Log Dt ₇₅₋₉₀	0,209	0,287	0,100
Log t ₉₅	0,009	0,412	0,481

Selon les résultats de l'ANOVA (tableau 26), la masse volumique apparente, la porosité et la macroporosité, ne sont pas significativement impactés par le vieux biochar, ni par le biochar 1% et 2%, et ce peu importe le site. Il n'y a également aucun effet d'interaction significatif entre la parcelle et le traitement. En ce qui concerne la microporosité, sa valeur moyenne à La Bruyère est de 0,15 cm³/cm³ alors qu'elle est de 0,21 cm³/cm³ à Atttert (p < 0,05). La microporosité est donc significativement plus faible sur le sol limoneux que sur le sol sablo-limoneux. Selon le Tableau 24, chaque moyenne des traitements est plus élevée pour la porosité mesurée en utilisant la masse volumique du quartz que pour la porosité équivalente à θ_s et ce, tant à La Bruyère qu'à Atttert.

Bien que les résultats de l'ANOVA concernant la porosité calculée en se basant sur la masse volumique du quartz et la porosité équivalente à la conductivité hydraulique à saturation donnent des effets similaires, il est intéressant de savoir si les deux manières de calculer la porosité sont corrélées. Selon la p-valeur de la Figure 19 (p = 0,067), il n'y a pas de corrélation entre ces deux variables.

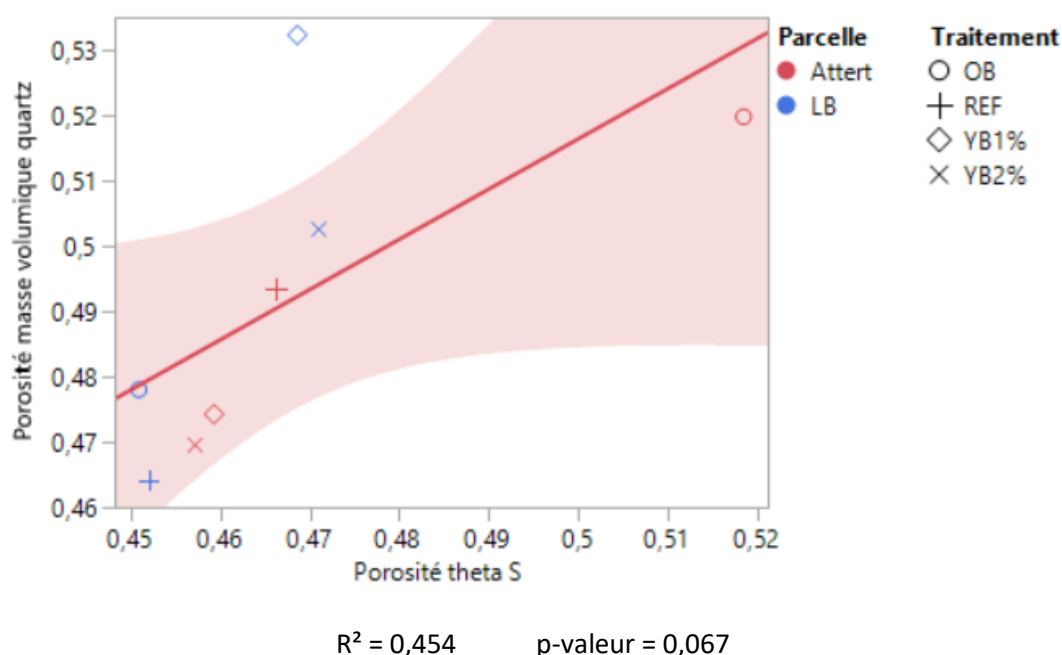


Figure 19 : Graphique de la relation entre la porosité calculée en se basant sur la masse volumique du quartz et la porosité équivalente à la conductivité hydraulique à saturation et ce, présenté via les valeurs moyennes de chaque traitement (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , et la p -valeur sont indiqués en dessous du graphique.

5.2. Points particuliers de la courbe de rétention

Les moyennes des points particuliers de la courbe de rétention (θ_s , $\theta_{2,4}$, $\theta_{4,2}$ et REU) sont présentées pour le site de La Bruyère ainsi que celui d'Attert dans le Tableau 26. La teneur en eau à saturation a déjà été discutée à la section 5.1.

Tableau 26: Moyennes et écarts-types des teneurs en eau (teneur en eau volumique à saturation θ_s , teneur en eau volumique à la capacité au champ $\theta_{2,4}$ et teneur en eau volumique au point de flétrissement permanent $\theta_{4,2}$) et de la réserve en eau utile (REU) pour les différents traitements de chaque site. Les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de $p=0,005$. Les lettres peuvent être comparées d'un site à l'autre. (*) Les résultats de l'ANOVA et donc de la comparaison des moyennes sont basés sur une transformation en logarithme des variables. Afin de faciliter les comparaisons entre les variables, les résultats de $\theta_{4,2}$ et REU ne sont pas présentés sous forme de logarithme

Site	Traitement	θ_s [cm ³ /cm ³]	$\theta_{2,4}$ [cm ³ /cm ³]	$\theta_{4,2}^{(*)}$ [cm ³ /cm ³]	REU ^(*) [cm ³ /cm ³]
La Bruyère	REF	0,45 ± 0,04 ^A	0,33 ± 0,02 ^A	0,16 ± 0,01 ^A	0,17 ± 0,01 ^{AB}
	OB	0,45 ± 0,01 ^A	0,35 ± 0,01 ^A	0,16 ± 0,01 ^A	0,19 ± 0,00 ^{AB}
	YB1%	0,47 ± 0,01 ^A	0,32 ± 0,02 ^A	0,14 ± 0,01 ^A	0,18 ± 0,02 ^{AB}
	YB2%	0,47 ± 0,02 ^A	0,34 ± 0,02 ^A	0,15 ± 10 ⁻³ ^A	0,19 ± 0,02 ^{AB}
Attert	REF	0,47 ± 0,05 ^A	0,34 ± 0,01 ^A	0,20 ± 0,05 ^A	0,14 ± 0,05 ^{AB}
	OB	0,52 ± 0,04 ^A	0,34 ± 0,02 ^A	0,18 ± 0,01 ^A	0,15 ± 0,03 ^A
	YB1%	0,46 ± 0,03 ^A	0,33 ± 0,02 ^A	0,22 ± 0,4 ^A	0,11 ± 0,04 ^{AB}
	YB2%	0,46 ± 0,03 ^A	0,32 ± 0,03 ^A	0,21 ± 0,3 ^A	0,10 ± 0,03 ^B

θ_s , $\theta_{2,4}$, $\theta_{4,2}$ ne sont pas significativement impactés par le vieux biochar, ni par le biochar 1% et 2% et ce, peu importe le site. Il n'y a également aucun effet d'interaction significatif entre la parcelle et le

traitement. En ce qui concerne la REU, il y a un effet significatif de la parcelle, du traitement ainsi qu'une interaction significative entre la parcelle et le traitement. La valeur moyenne de la réserve en eau utile est de $0,18 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ pour le site de La Bruyère et de $0,12 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ pour le site d'Attert. La réserve en eau utile est donc plus faible sur le sol sablo-limoneux que sur le sol limoneux. A La Bruyère, il n'y a pas de différences significatives entre traitements en ce qui concerne la REU. Par contre, à Attert, la REU dans le traitement jeune biochar 2% est significativement plus faible que dans le traitement vieux biochar. Le jeune biochar 2% diminue significativement de 33% la REU par rapport au vieux biochar.

5.3. Conductivité hydraulique à saturation

Les résultats du logarithme de la conductivité hydraulique à saturation calculés en utilisant le perméamètre et l'infiltromètre pour les deux sites d'études sont présentés dans la Figure 20.

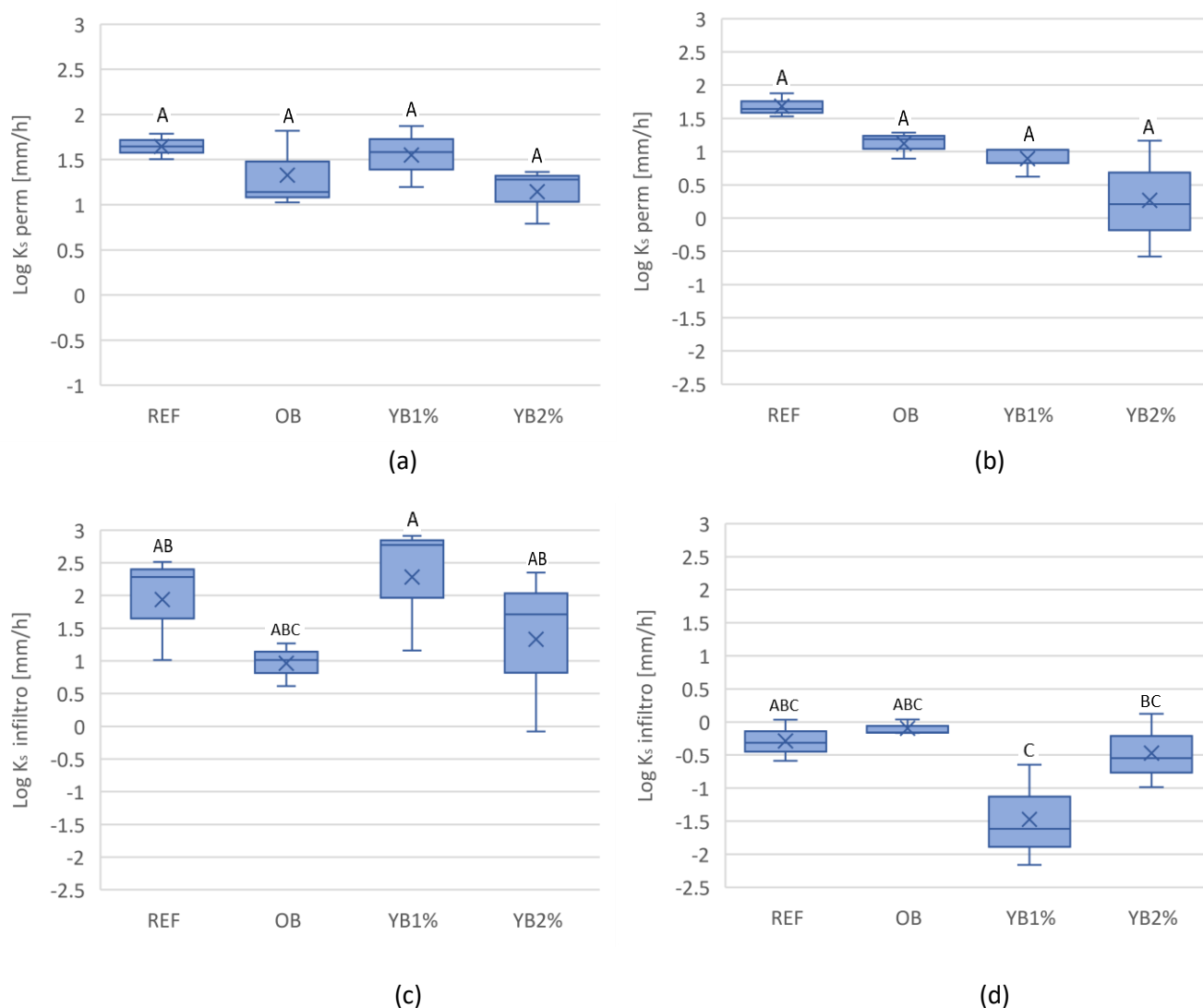


Figure 20 : Boîtes à moustaches de la conductivité hydraulique à saturation du perméamètre (a et b) et de l'infiltromètre (c et d) pour tous les types de traitements de La Bruyère (à gauche) et Attert (à droite). Les moyennes accompagnées de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de $p=0,05$. Les lettres peuvent être comparées d'un site à l'autre

Selon les p-valeurs de l'ANOVA pour le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation mesurée par le perméamètre, le K_s du perméamètre n'est pas impacté significativement par le vieux biochar, ni par le biochar 1% et 2% et ce, peu importe le site. Il n'y a également aucun effet d'interaction significatif entre la parcelle et le traitement. Par contre, en ce qui concerne le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation de l'infiltromètre, bien qu'il n'y ait toujours pas d'effet du biochar sur cette variable, un effet parcelle ainsi que l'effet de l'interaction entre la parcelle et le traitement sont observés. La valeur moyenne de $\text{Log } K_s$ infiltro est de 1,63 (mm/h) pour le site de La Bruyère et est de -0,58 (mm/h) pour le site d'Attert. La conductivité hydraulique à saturation de l'infiltromètre est donc plus élevée en moyenne sur le sol limoneux que sur le sol sablo-limoneux, mais ceci n'est significatif que pour le jeune biochar 1% pour lequel la différence entre La Bruyère et Attert atteint plus de trois ordres de grandeur. Etant donné que la conductivité hydraulique à saturation a été calculée de deux manières, il est intéressant de savoir si ces deux manières de calculer K_s sont corrélées. Comme le montre la Figure 21, il n'y a pas de corrélation entre ces deux variables ($p = 0,140$).

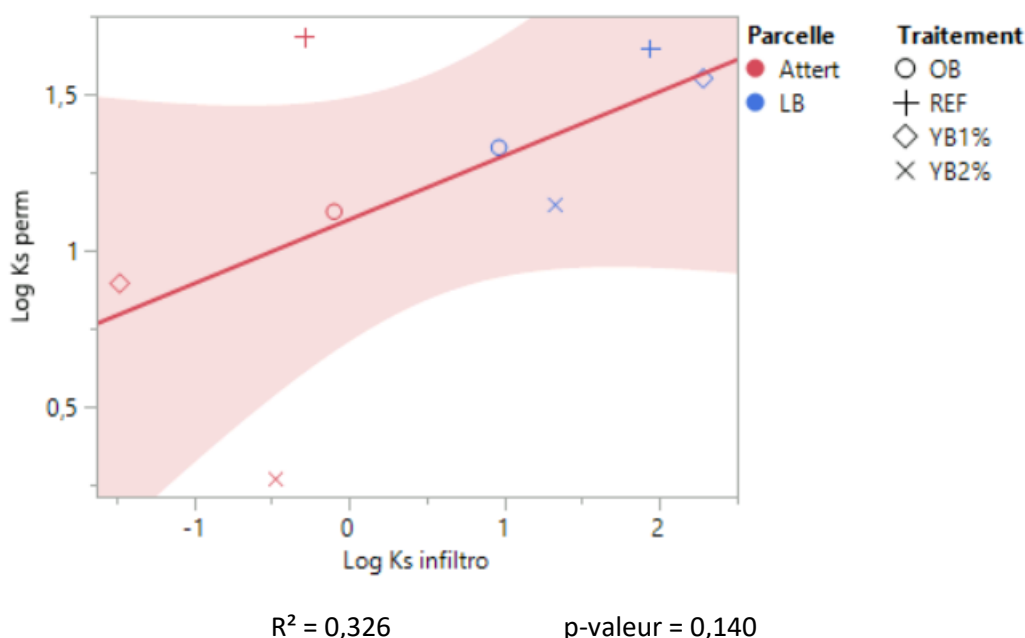


Figure 21 : Graphique de la relation entre le logarithme du K_s de l'infiltromètre et le logarithme du K_s du perméamètre et ce, présenté via les valeurs moyennes de chaque traitement (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , ainsi que la p-valeur sont indiqués en dessous du graphique.

5.4. Résistance à la pénétration

La résistance du sol à la pénétration est représentée pour chacun des traitements respectivement par la Figure 22 pour le site de La Bruyère et la Figure 23 pour le site d'Attert. Les résultats sont représentés sur les 30 premiers centimètres du sol afin de pouvoir visualiser la présence de la semelle de labour. Le pénétromètre a été utilisé sur la parcelle de La Bruyère lorsque du froment commençait à lever. La culture précédente était de la betterave. Le travail du sol s'est limité à la couche superficielle du sol. A Attert, l'utilisation du pénétromètre a eu lieu lorsque du fumier était progressivement répandu sur la parcelle, entre la fauche et l'enfouissement du triticale dans le sol par du labour.

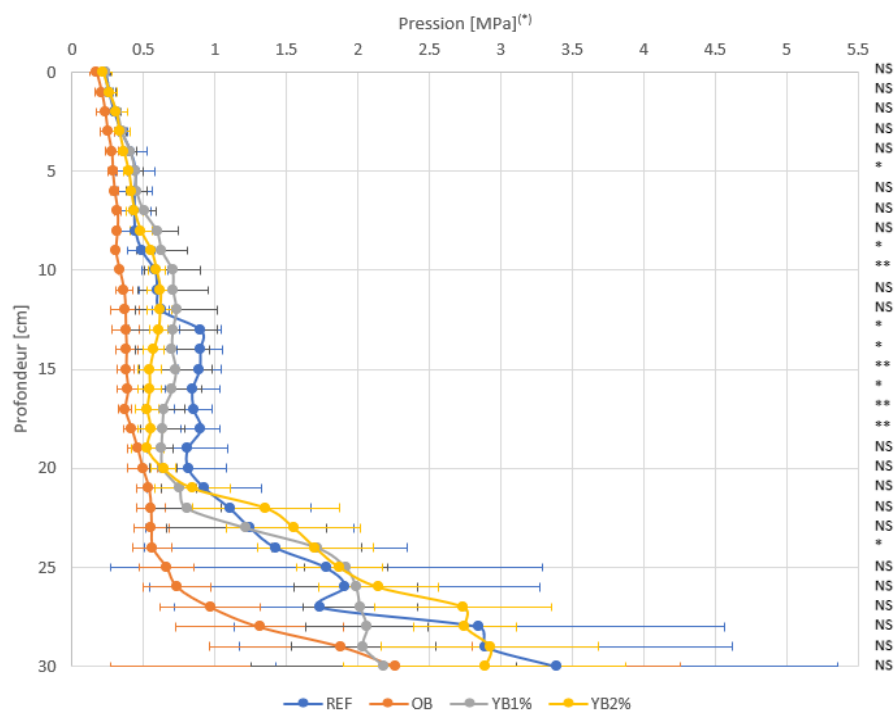


Figure 22: Résistance du sol de La Bruyère à la pénétration pour les quatre traitements (OB, YB1%, YB2% et REF). Les barres d'erreurs correspondent aux écarts-types. Les résultats de l'ANOVA sont représentés par NS (Non significatif – p -valeur > 0,05), * (p -valeur entre 0,05 et 0,01), ** (p -valeur entre 0,01 et 0,001) et *** (p -valeur < 0,001). (*) Les résultats de l'ANOVA et donc de la comparaison des moyennes sont basés sur une transformation en logarithme des variables. Afin de faciliter la visualisation des données, la pression n'est pas présentée sous forme de logarithme dans le graphique

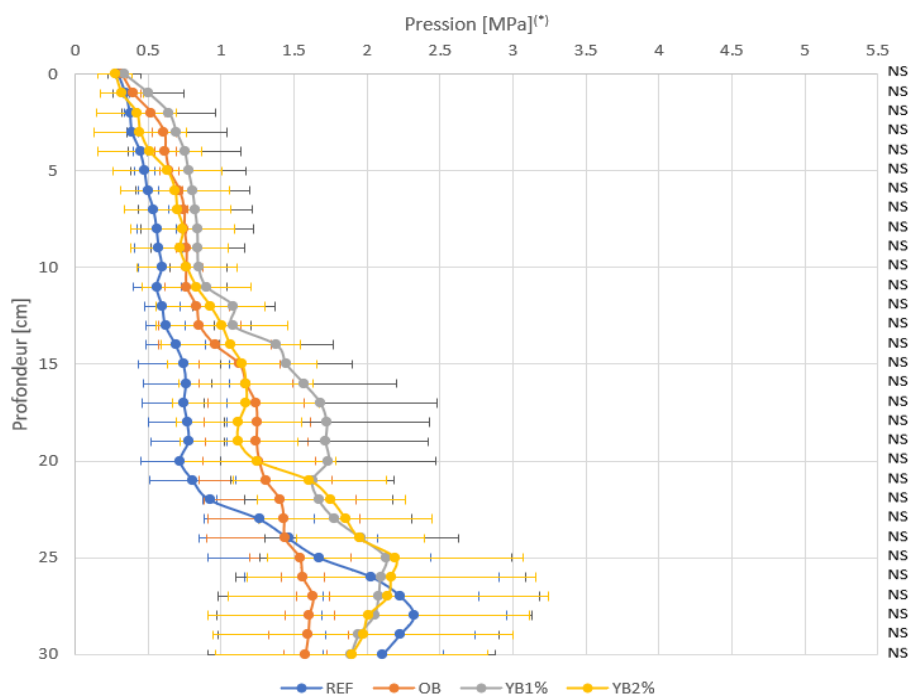


Figure 23 : Résistance du sol d'Atert à la pénétration pour les quatre traitements (OB, YB1%, YB2% et REF). Les barres d'erreurs correspondent aux écarts-types. Les résultats de l'ANOVA sont représentés par NS (Non significatif – p -valeur > 0,05), * (p -valeur entre 0,05 et 0,01), ** (p -valeur entre 0,01 et 0,001) et *** (p -valeur < 0,001). (*) Les résultats de l'ANOVA et donc de la comparaison des moyennes sont basés sur une transformation en logarithme des variables. Afin de faciliter la visualisation des données, la pression n'est pas présentée sous forme de logarithme dans le graphique

A La Bruyère, le vieux biochar se démarque assez nettement des autres traitements par des valeurs de résistance à la pénétration inférieures ainsi que par des valeurs variant de manière moins importante avec la profondeur. Sur ce site, les profils de la résistance à la pénétration de la référence et du jeune biochar 1% et 2% semblent suivre trois phases. Dans un premier temps, la pression augmente jusqu'à une profondeur d'environ 10 cm. Ensuite, cette dernière semble plus ou moins se stabiliser entre 10 cm et 20 cm de profondeur, avant d'atteindre la troisième phase, qui se caractérise par une augmentation assez brutale de la résistance à la pénétration.

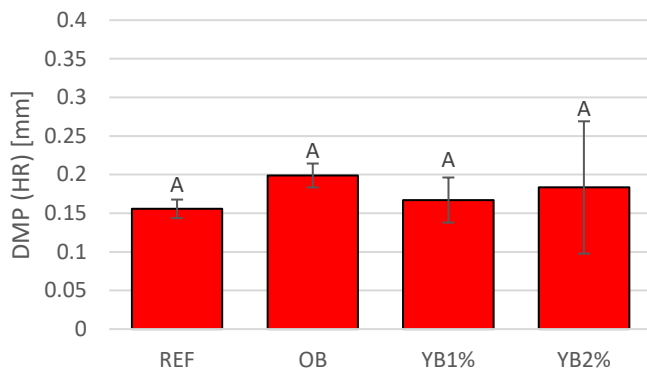
A Attert, le vieux biochar et le biochar 2% se comportent de manière très semblable. La référence et le jeune biochar 1% ont un comportement similaire aux autres traitements à l'exception des profondeurs allant approximativement de 15 à 20 cm. En ce qui concerne le profil général des moyennes des traitements, il y a dans un premier temps une augmentation jusqu'à 5 cm de profondeur. Dans un deuxième temps, la pression semble se stabiliser entre 5 et 10 cm. Dans un troisième temps, il y a une nouvelle phase d'augmentation jusqu'à une profondeur d'environ 15 cm. Ensuite, la pression se restabilise entre environ 15 et 20 cm. S'ensuit une augmentation brutale allant jusqu'à environ 25 cm. Après, la pression diminue.

Il y a une augmentation assez brutale observée systématiquement pour chaque traitement, à l'exception du vieux biochar, à partir d'une profondeur d'environ 20 cm. Ce type d'augmentation est vraisemblablement dû à la présence d'une semelle de labour dans le sol. Cette dernière apparaît entre 25 et 50 cm dans les terres arables et se situe plus précisément entre 25 et 35 cm pour la majorité des sols (Stojek, 2004).

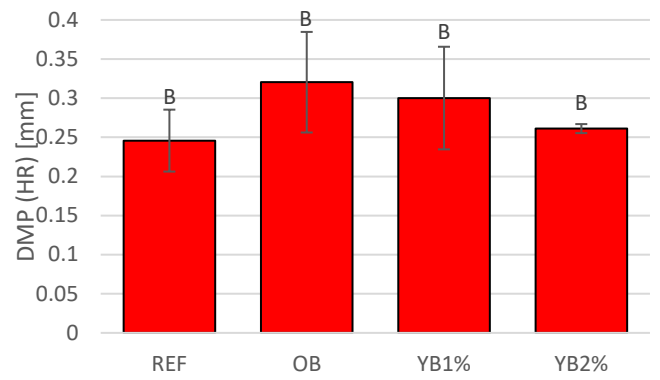
Sur base des résultats de l'ANOVA présentés sur les graphiques des Figures 22 et 23, il n'y a pas d'effet significatif sur le traitement du sol sablo-limoneux contrairement au sol limoneux où les résultats sont plus complexes. Globalement, il n'y a pas d'effet traitement significatif pour les profondeurs 0-5 cm, 5-10 cm, 20-25 cm et 25-30 cm du sol limoneux. Il y a cependant un effet traitement significatif pour les profondeurs allant de 10 à 20 cm. L'ajout de vieux biochar dans le sol limoneux diminue de manière significative la résistance à la pénétration pour les profondeurs allant de 10 à 20 cm. Le jeune biochar 2% impacte également la résistance à la pénétration mais seulement pour les profondeurs allant de 15 à 20 cm.

5.5. Stabilité des agrégats : test de Le Bissonnais

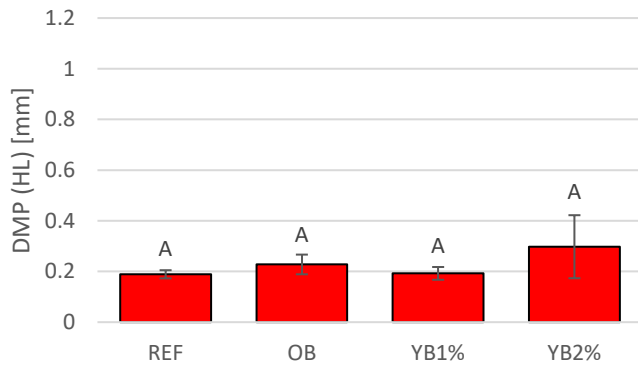
Les résultats des trois traitements du test de Le Bissonnais ainsi que leur moyenne sont présentés dans la Figure 24 et ce, pour les deux sites d'étude.



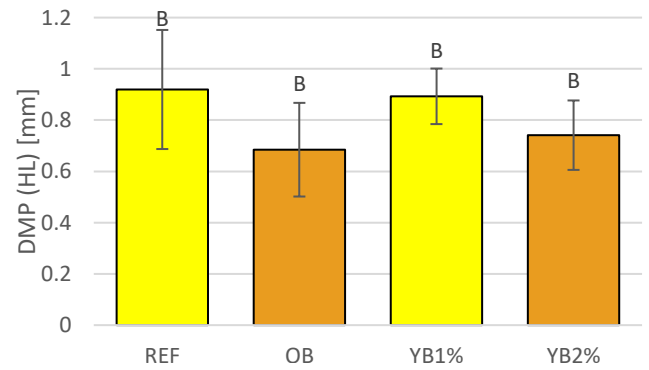
(a)



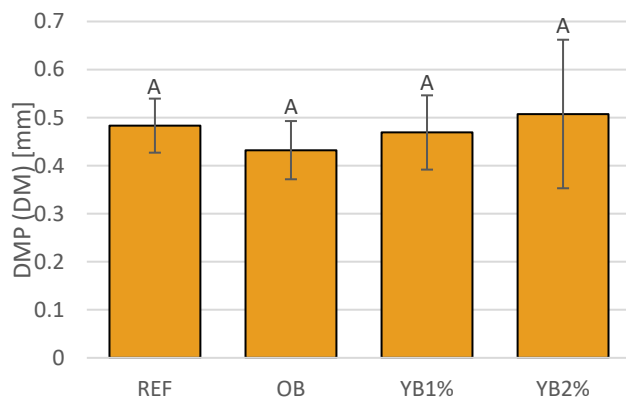
(b)



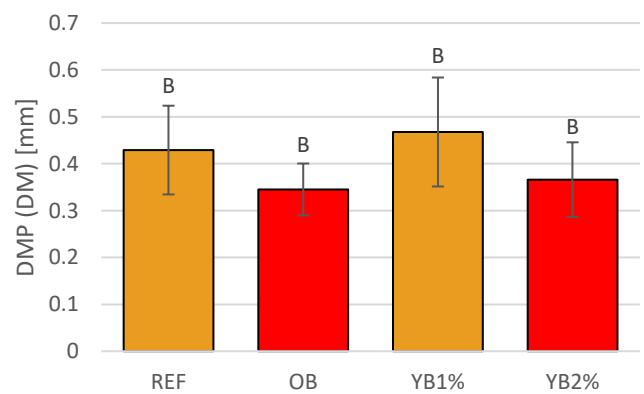
(c)



(d)



(e)



(f)

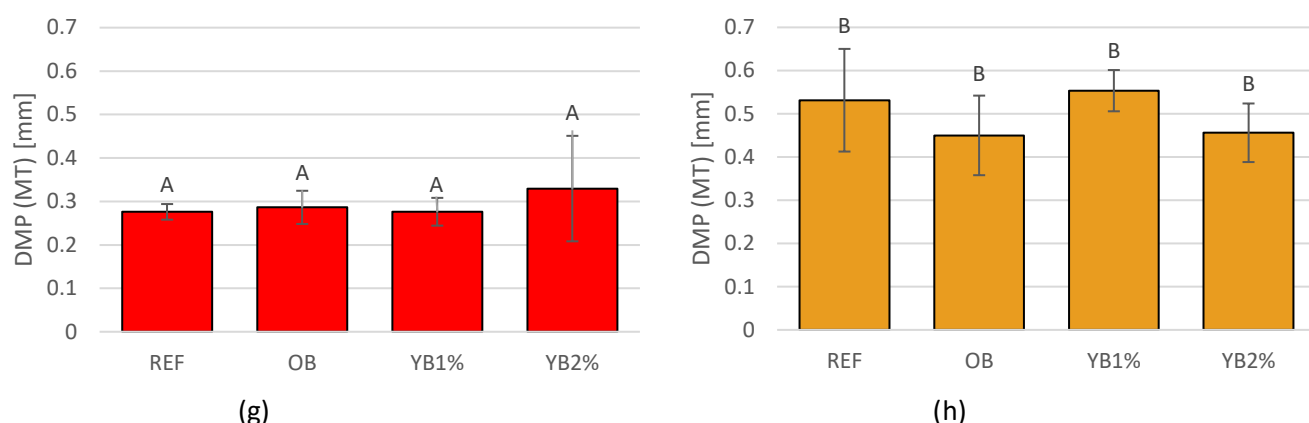


Figure 24 : Résultats du DMP pour les traitements d'humectation rapide (HR) (a et b), d'humectation lente (HL) (c et d), de désagrégation mécanique (DM) (e et f) et pour la moyenne de ces trois traitements (MT) (g et h) pour les sols de La Bruyère (à gauche) et d'Attert (à droite). Le rouge signifie que les échantillons sont très instables (DMP < 0,4 mm), l'orange caractérise les échantillons instables (DMP entre 0,4 et 0,8 mm) et le jaune est utilisé pour les échantillons moyennement stables (DMP entre 0,8 et 1,3 mm). Les moyennes accompagnées de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de $p=0,05$. Les lettres peuvent être comparées d'un site à l'autre. (*) Les résultats de l'ANOVA et donc de la comparaison des moyennes sont basés sur une transformation en logarithme des variables. Afin de faciliter les comparaisons entre les variables, le graphique de l'humectation lente n'est pas présenté sous forme de logarithme

L'ensemble des trois traitements du test de Le Bissonnais ainsi que leur moyenne ne sont pas significativement impactés par le vieux biochar, ni par le biochar 1% et 2%. Un effet significatif de la parcelle sur ces variables est néanmoins bien présent, mais pas d'interaction parcelle*traitement. Pour l'humectation rapide, l'humectation lente et la moyenne des traitements, les valeurs du diamètre moyen pondéral sont significativement plus élevées sur le sol sablo-limoneux que sur le sol limoneux. Pour l'humectation rapide, la moyenne sur le sol limoneux est de 0,21 mm contre 0,26 mm pour le sol sablo-limoneux. La moyenne de l'humectation lente est de 0,28 mm sur le sol limoneux alors que celle du sol sablo-limoneux est de 0,93 mm. Quant à la moyenne des traitements du test de Le Bissonnais, le diamètre moyen pondéral est de 0,29 mm à La Bruyère contre 0,50 mm à Attert. Pour la désagrégation mécanique, les valeurs du diamètre moyen pondéral sont significativement plus faibles sur le sol sablo-limoneux. Les moyennes de la désagrégation mécanique sont de 0,49 mm sur le sol limoneux contre 0,36 mm sur le sol sablo-limoneux.

5.6. Stabilité structurale : QuantiSlake Test

Certains échantillons se dégradant beaucoup plus rapidement que d'autres lors du QuantiSlake Test, il est intéressant de déterminer la distribution du nombre d'échantillons en fonction du temps nécessaire pour que chaque échantillon atteigne son poids minimum (Figure 25). La contribution qu'ont les différents traitements est également un point intéressant à relever.

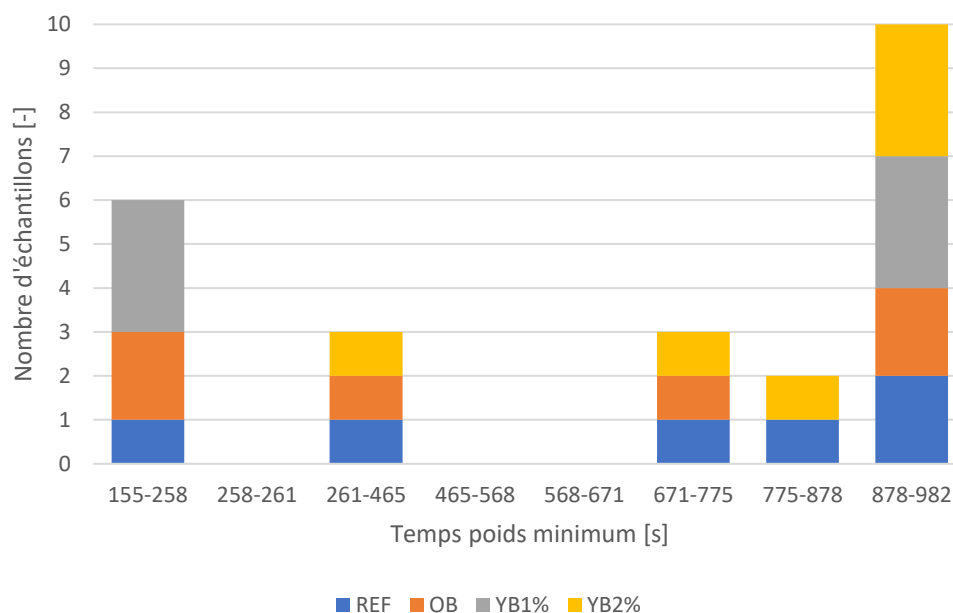


Figure 25 : Distribution du nombre d'échantillons en fonction du temps écoulé pour que chaque échantillon atteigne son poids minimum lors du QuantiSlake Test. Chaque classe de durée est divisée selon la contribution des quatre traitements (la référence (en bleu), le vieux biochar (en orange), le jeune biochar 1% (en gris) et le jeune biochar 2% (en jaune))

Sur la Figure 25, les échantillons semblent être regroupés en deux groupes, avec un nombre d'échantillons élevé dans les extrêmes. Un peu moins de la moitié des échantillons atteignent leur poids minimum avant que 465 secondes se soient écoulées, soit environ huit minutes. Le reste des échantillons atteignent ce poids après 671 secondes, soit environ 11 minutes. En ce qui concerne la proportion des différents traitements au sein des classes, la référence et le vieux biochar apparaissent de manière plus ou moins égale dans toutes les classes de durée. Le jeune biochar 1% n'est présent que dans la première et la dernière classe et ce, en quantité égale. Le jeune biochar 2% est représenté de manière relativement équivalente dans toutes les classes, à l'exception de la première, où il n'est pas présent, et de la dernière où il est fort représenté.

Etant la première personne à avoir utilisé le dispositif du QuantiSlake Test de Louvain-la-Neuve, certains aspects du dispositif n'étaient pas encore tout à fait au point. Par exemple, le panier pesant le sol n'était pas placé assez haut au-dessus du fond. Dans le cas d'échantillons se dégradant entièrement, le sol désagrégé formait un monticule atteignant le panier. Ce dernier servant à mesurer la masse, il mesurait une masse constante de sol désagrégé au lieu de la masse d'échantillon qui n'était pas désagrégée. Les mesures n'étant plus celles désirées, la masse finale de ces échantillons a été fixée à 0,00005g (une masse de '0' n'étant pas compatible avec la transformation logarithmique appliquée pour l'ANOVA). Les résultats des différents indicateurs du QST (W_{end} , Slope₃₀₀₋₆₀₀, Dt₇₅₋₉₀ et t₉₅) sont présentés dans le Tableau 27. A cause de ce problème de mesure, il n'est pas possible de déterminer la masse exacte lors de la fin de la désagrégation de certains échantillons. Or, cela pose un problème pour la représentation de l'évolution de la masse relative des échantillons pour la moyenne de chaque traitement (Figure 26). Afin de ne pas prendre en compte des mesures de sol désagrégé et de représenter l'entière des échantillons, la Figure 26 a été faite sur base des mesures des 92 premières secondes du QuantiSlake Test de chaque échantillon.

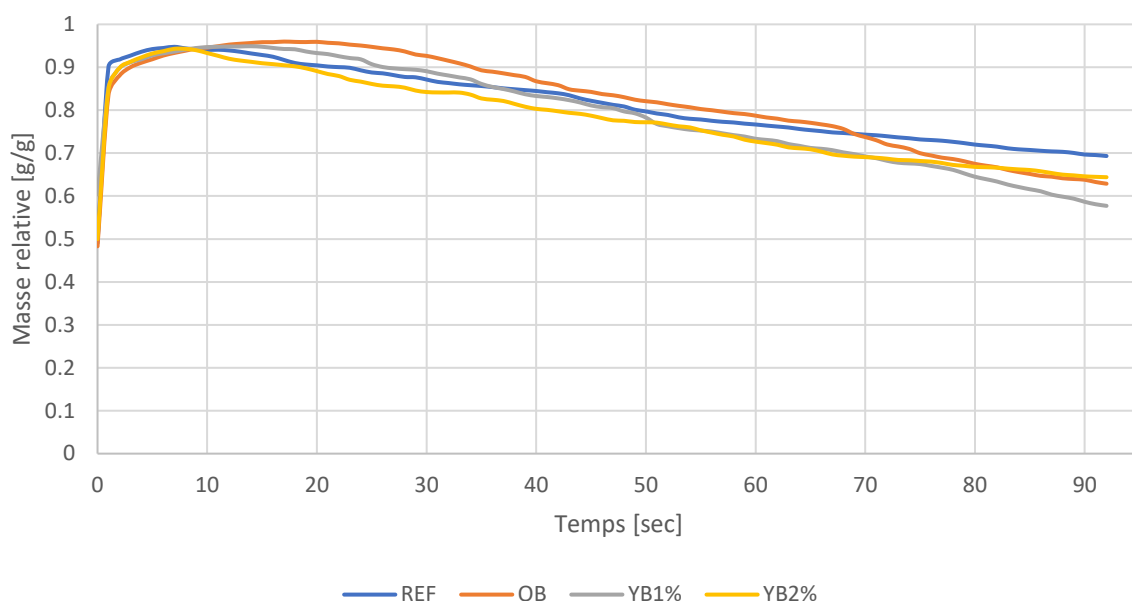


Figure 26 : Evolution de la masse relative pour la moyenne de chaque traitement lors du début du QuantiSlake Test

Sur la Figure 26, les échantillons provenant de la référence et du jeune biochar 2% se comportent de manière semblable bien que la masse relative de YB2% soit plus faible que celle de la référence. Les différents traitements n'atteignent pas la masse relative maximale au même moment. Ce sont la référence et le jeune biochar 2% qui atteignent ce maximum en premier. Cette valeur est ensuite atteinte par le jeune biochar 1% et enfin par le vieux biochar. Au plus la masse relative maximale est atteinte tard, au plus la diminution de masse relative se fera rapidement.

Tableau 27 : Indicateurs utilisés pour le QuantiSlake Test (W_{end} , $Slope_{300-600}$, Dt_{75-90} et t_{95}) pour les différents traitements sur les sites de La Bruyère et d'Attert. Les moyennes suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de $p=0,005$. Les lettres peuvent être comparées d'un site à l'autre. (*) Les résultats de l'ANOVA et donc de la comparaison des moyennes sont basés sur une transformation en logarithme des variables. Etant donnée que $Slope_{300-600}$ est négative, ces dernières doivent être représentées sans transformation en logarithme afin de pouvoir comparer de manière précise les données de $Slope_{300-600}$ entre elles.

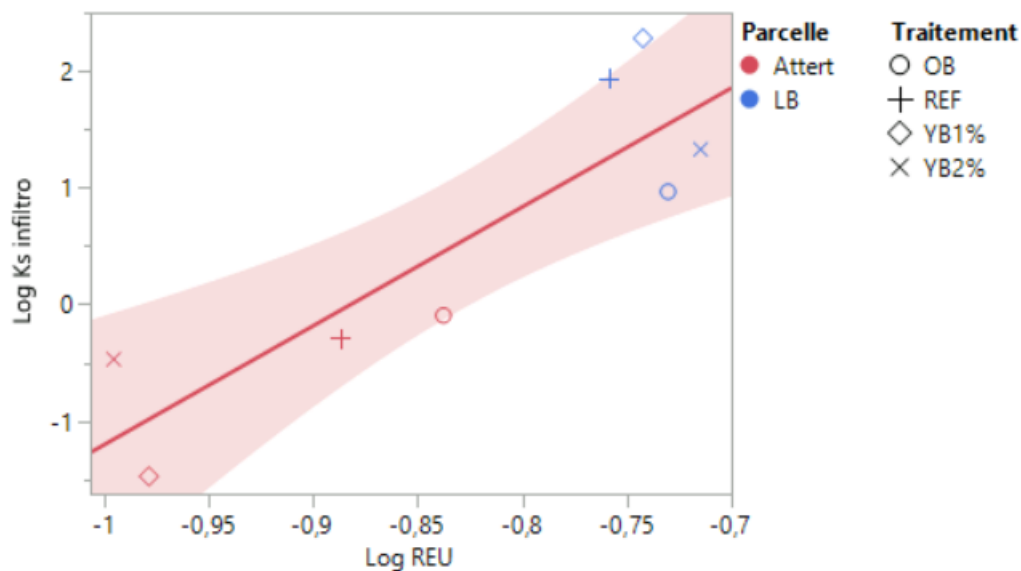
Site	Traitement	$W_{end}^{(*)}$ [g/g]	$Slope_{300-600}^{(*)}$ [sec ⁻¹]	$Dt_{75-90}^{(*)}$ [sec]	$t_{95}^{(*)}$ [sec]
La Bruyère	REF	$5 \cdot 10^{-5} \pm 0^A$	$-0,03 \pm 0,01^A$	$51,00 \pm 20,07^A$	$191,33 \pm 69,98^A$
	OB	$5 \cdot 10^{-5} \pm 0^A$	$-0,03 \pm 0,01^A$	$22,33 \pm 13,87^A$	$121,67 \pm 65,50^A$
	YB1%	$5 \cdot 10^{-5} \pm 0^A$	$-0,02 \pm 0,00^A$	$17,00 \pm 3,61^A$	$102,00 \pm 4,36^A$
	YB2%	$0,10 \pm 0,18^A$	$-0,02 \pm 0,01^A$	$33,00 \pm 22,72^A$	$128,00 \pm 54,81^A$
Attert	REF	$0,32 \pm 0,36^B$	$-0,05 \pm 0,02^A$	$69,00 \pm 85,81^A$	$592,33 \pm 167,20^B$
	OB	$0,30 \pm 0,47^B$	$-0,04 \pm 0,02^A$	$127,00 \pm 106,50^A$	$523,67 \pm 231,59^B$
	YB1%	$0,46 \pm 0,24^B$	$-0,04 \pm 0,01^A$	$166,33 \pm 156,72^A$	$524,67 \pm 131,20^B$
	YB2%	$0,18 \pm 0,03^B$	$-0,07 \pm 0,00^A$	$287,33 \pm 115,80^A$	$672,00 \pm 148,81^B$

Aucun des indicateurs n'est significativement impacté par le vieux biochar, ni par le biochar 1% et 2%, et ce peu importe le site (Tableau 27). Il n'y a également aucun effet d'interaction significatif entre la parcelle et le traitement. Il y a néanmoins un effet parcelle significatif pour W_{end} et t_{95} . Les valeurs moyennes de ces variables sont significativement plus faibles sur le sol limoneux comparé au sol sablo-

limoneux. La valeur moyenne de W_{end} sur le sol limoneux est de 0,03 g/g contre 0,36 g/g pour le sol sablo-limoneux. Pour t_{95} , la valeur moyenne est de 135,75 secondes pour le sol limoneux et de 578,17 secondes pour le sol sablo-limoneux.

5.7. Corrélations entre variables

Alors qu'on aurait pu s'attendre à une corrélation entre la macroporosité et la conductivité hydraulique à saturation, aucune corrélation significative n'a été observée entre ces deux variables ($p = 0,686$ pour $\text{Log } K_s$ infiltro et $p = 0,474$ pour $\text{Log } K_s$ perm). La conductivité hydraulique à saturation de l'infiltromètre est néanmoins positivement corrélée avec la réserve en eau utile ($p = 0,004$; Figure 27) et la microporosité ($p = 3 \cdot 10^{-3}$; Figure 28). Aucune corrélation significative n'est cependant observée entre la réserve en eau utile et la conductivité hydraulique à saturation du perméamètre ($p = 0,426$; Annexe G). Etant donné que le K_s de l'infiltromètre est significativement affecté par la parcelle ainsi que par l'interaction de cette dernière avec le traitement, la corrélation entre la REU et le K_s de l'infiltromètre renforce le fait que ces mêmes effets sont visibles pour la réserve en eau utile.

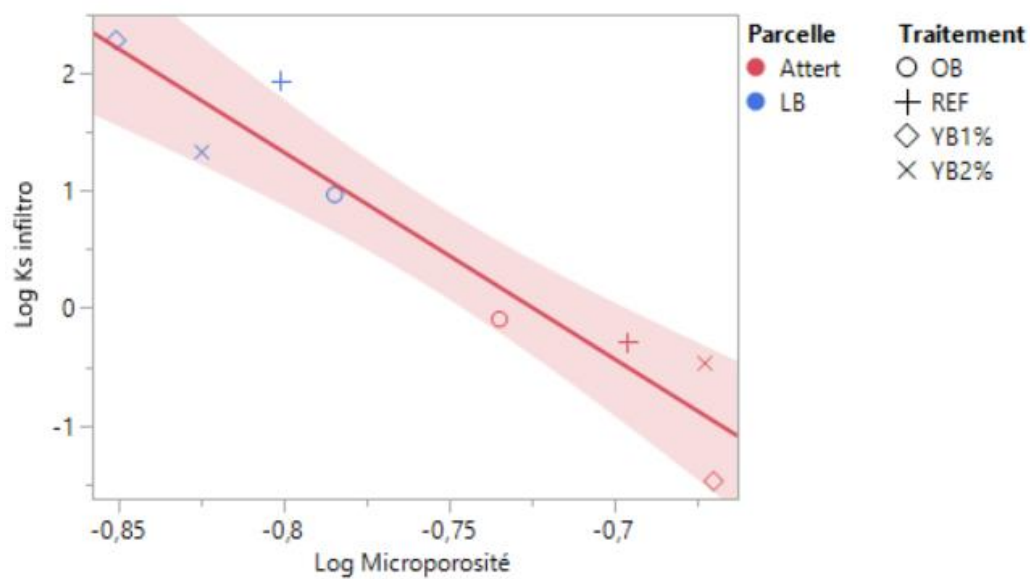


$$R^2 = 0,771$$

$$p\text{-valeur} = 0,004$$

$$\text{Log } K_s \text{ infiltro} = 8,9986462 + 10,206031 \cdot \text{Log REU}$$

Figure 27: Graphique de la corrélation entre le logarithme du K_s de l'infiltromètre et le logarithme de la réserve en eau utile et ce, présentée via les valeurs moyennes de chaque traitement (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , la p -valeur et l'équation de la droite de régression sont indiqués en dessous du graphique



$R^2 = 0,905$ $p\text{-valeur} = 3 \cdot 10^{-3}$ $\text{Log } K_s \text{ infiltro} = -12,79793 - 17,65537 \cdot \text{Log Microporosité}$

Figure 28 : Graphique de la corrélation entre le logarithme du K_s de l'infiltromètre et le logarithme de la microporosité et ce, présentée via les valeurs moyennes de chaque traitement (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , la p -valeur et l'équation de la droite de régression sont indiqués en dessous du graphique

6. Discussion

6.1. Discussion des effets parcelle

Un effet parcelle significatif a été observé pour plusieurs variables. Ces variables sont le $\text{Log } K_s$ infiltro, $\theta_{4,2}$ (et donc la microporosité), la REU, l'humectation rapide, l'humectation lente, la désagrégation mécanique et les indicateurs W_{end} et t_{95} .

En allant sur le terrain, plusieurs observations ont été faites. A Attert, la variabilité spatiale est beaucoup plus importante sur de courtes distances. Davantage de vers de terre ont également été observés. Cependant, en comparant les échantillons de La Bruyère et d'Attert, un bon nombre de kopecki provenant de La Bruyère comportaient des traces de vers de terre. Une différence majeure entre les deux parcelles est le travail du sol. A Attert, les mesures de ce mémoire ont été faites sur un sol dont le couvert avait été fauché et dont les résidus n'étaient pas encore enfouis. A La Bruyère, les mesures ont été faites lorsque du froment commençait à pousser et sur une plus longue période de temps dans le cas de l'infiltromètre. Une bonne partie des variables présentant un effet parcelle sont des variables liées à la stabilité structurale. Pour le test de Le Bissonnais, au plus les valeurs sont grandes, au plus les échantillons sont stables. L'humectation rapide et l'humectation lente donnent des résultats plus élevés à Attert qu'à La Bruyère. Les indicateurs W_{end} et t_{95} ont également des valeurs plus élevées à Attert, ce qui signifie que les échantillons y sont plus stables car ces derniers se dégradent moins vite pour une période de temps donnée. La plus grande stabilité du sol à Attert par rapport au sol de La Bruyère pourrait s'expliquer par le fait que le travail du sol était plus récent à La Bruyère qu'à Attert.

On pourrait s'attendre à une corrélation entre la macroporosité et le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation, or ce n'est pas le cas. Ce sont la mésoporosité et la microporosité qui sont corrélées au $\text{Log } K_s$ infiltro. Cela peut être dû à une macroporosité sensiblement identique sur les deux parcelles. La texture n'impacte donc pas la macroporosité contrairement à la mésoporosité et la microporosité. Un effet parcelle est effectivement observé pour ces deux dernières variables. En effet, les valeurs de la mésoporosité sont plus grandes sur le sol limoneux que sur le sol sablo-limoneux. En ce qui concerne les valeurs de la microporosité, elles sont plus faibles sur le sol limoneux comparativement au sol sablo-limoneux. Cette affirmation n'a pas été modifiée au cours du temps.

6.2. Discussion des effets traitements et de l'évolution temporelle

Aucun effet traitement significatif n'est observé pour les variables mesurées à l'exception de la réserve en eau utile et de la résistance à la pénétration à La Bruyère. Néanmoins, des effets d'interaction significatifs entre la parcelle et le traitement sont présents pour le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation de l'infiltromètre et la réserve en eau utile. Ces deux variables sont d'ailleurs positivement corrélées.

6.2.1. Masse volumique apparente et porosité

Bien que selon Mastrodonato et al. (2018) il y ait une diminution significative de la masse volumique apparente sur les sols limoneux présentant du vieux biochar, il a été observé sur les deux parcelles une

absence d'effet significatif du vieux biochar sur la densité apparente ainsi que sur l'ensemble des variables à deux exceptions près. Ces exceptions concernent la résistance à la pénétration du sol de La Bruyère et la réserve en eau utile à Attert. L'absence d'effet du vieux biochar sur la grande majorité des variables pourrait avoir deux causes. La première est la faible teneur en biochar sur les aires de faulde (Tableaux 20 et 21). La seconde se caractérise par la faible accessibilité de la porosité interne du vieux biochar et ce, à cause du colmatage de cette dernière par des particules d'argile.

A Attert, sur un sol sablo-limoneux, l'effet du vieux biochar ainsi que celui du jeune biochar 1% et 2% diminuait de manière significative la masse volumique apparente (Zanutel et al., 2024). Or, aucun effet significatif n'y a été observé en 2024. Cela pourrait être dû en partie au grand écart-type sur la référence. Pour La Bruyère, il y a une diminution par rapport à la référence de la masse volumique apparente pour la moyenne des échantillons contenant du vieux biochar et du jeune biochar 1% (en poids) et 2% (en poids). La diminution étant plus importante pour la masse volumique apparente du jeune biochar. Ces résultats ont également été observés par Zanutel et al. (2024) alors que cette diminution était significative pour le jeune biochar 1% et 2% en 2021. Selon Omondi et al. (2016), il y aurait une diminution significative de 7% de la masse volumique apparente sur les sols à texture moyenne et grossière lorsque du jeune biochar est appliqué.

En ce qui concerne les recherches dans la littérature sur la porosité totale, l'effet que le biochar 1% ou 2% a sur cette dernière est faible ou nul pour les sols sablo-limoneux et limoneux (Tableau 3). De même, dans ce mémoire, aucun effet significatif n'est observé pour la porosité totale. La même constatation est faite sur la macroporosité. Cela pourrait s'expliquer en partie par le fait que la référence a un écart-type important. Il n'y a cependant pas de valeurs aberrantes pour cette variable. Selon Zanutel et al. (2024), il y a une augmentation de la macroporosité sur les deux sites et ce, de manière non significative pour le vieux biochar et significative pour le jeune biochar 1% et 2%. A La Bruyère, bien qu'elle ne soit pas significative, il y a également une augmentation de la macroporosité pour le jeune biochar 1% et 2%. Quant au vieux biochar, son effet sur la macroporosité reste non significatif par rapport à la référence. Pour la microporosité, il n'y a pas, comme il y a trois ans, d'effet traitement significatif mais bien un effet parcelle significatif.

6.2.2. Points particuliers de la courbe de rétention

Il n'y a pas d'effet significatif du biochar sur la teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement. La littérature ne va pas dans ce sens car il y a généralement une augmentation significative de la teneur en eau à la capacité au champ lorsque du jeune biochar est ajouté au sol. Bien que les effets du jeune biochar sur la teneur en eau au point de flétrissement soient mitigés, DeLuca et al. (n.d.) ont observé une augmentation significative de cette variable lorsque du jeune biochar 2% est ajouté à un sol limoneux. Une raison pouvant expliquer l'absence d'effet significatif à Attert pour la teneur en eau au point de flétrissement est que les écart-types y sont importants. Tout comme Zanutel et al. (2024), aucun effet significatif de la présence de jeune biochar sur la réserve en eau utile n'a été observé par Omondi et al. (2016). Selon Borchard et al. (2014), la présence d'aires de faulde n'a pas ou peu d'effet sur la REU sur les sols qu'ils ont étudiés. Bien que par rapport à la référence il n'y ait pas d'effet significatif de la réserve en eau utile sur le vieux biochar sur les parcelles étudiées, il y a néanmoins une augmentation significative de 40% de la REU du vieux biochar par rapport à la REU

du jeune biochar 2%. Les valeurs passant de $0,10 \pm 0,03 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ pour le jeune biochar 2% à $0,15 \pm 0,03 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$ pour le vieux biochar.

6.2.3. Conductivité hydraulique à saturation

Lors de la comparaison entre les deux manières de calculer le K_s , les moyennes des traitements de La Bruyère étaient beaucoup plus regroupées autour de la droite de régression que les moyennes d'Attert. Il y avait en effet sur la parcelle d'Attert une plus grande variabilité sur de courtes distances. Une des différences majeures entre la méthode du perméamètre et celle de l'infiltromètre est la taille des échantillons utilisés. Les échantillons insérés dans le perméamètre étant plus petits, ils sont moins représentatifs de la réalité de terrain. Une autre différence importante est la présence de la croûte de battance lors de l'utilisation de l'infiltromètre. En effet, les premiers centimètres de sol sont retirés lors de l'échantillonnage de kopecki. La croûte de battance diminue la circulation de l'eau dans le sol, elle a donc un impact négatif sur la conductivité hydraulique à saturation.

Zanutel et al. (2024) n'avait remarqué aucun effet traitement significatif sur le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation de l'infiltromètre. Toutes les moyennes de K_s augmentaient par rapport à la référence, à l'exception du vieux biochar de la Bruyère qui diminuait. Or, dans ce mémoire, l'effet d'interaction entre la parcelle et le traitement est significatif. A La Bruyère, les moyennes de K_s du vieux biochar ainsi que du jeune biochar 2% ont tendance à diminuer alors que le jeune biochar 1% a tendance à augmenter par rapport à la référence. A Attert, la valeur de K_s du vieux biochar reste dans une gamme de valeurs similaire à la référence alors que celle du jeune biochar diminue par rapport à la référence.

Dans la littérature, la tendance générale observée par la méta-analyse d'Omondi et al. (2016) est une augmentation du K_s lorsque du jeune biochar est présent dans le sol. Cette observation correspond à celle observée il y a trois ans. Cependant, Blanco-Canqui (2017) a observé d'autres tendances qui, quant à elles, ressemblent plus aux résultats obtenus dans ce mémoire. Selon cette source, la conductivité hydraulique à saturation diminue sur les sols à texture grossière et ce, par colmatage ou remplissage des macropores du sol par les particules de jeune biochar. Quant aux sols à textures moyennes, il n'y aurait pas d'impact du jeune biochar sur le K_s .

La raison pouvant expliquer la différence de résultats entre ceux de cette étude et ceux de Zanutel et al. (2024) ne semble pas être l'occupation du sol mais plutôt la période de prise de mesures. Zanutel et al. (2024) a utilisé l'infiltromètre plus tôt dans l'année, soit quand la culture précédente était en place. A Attert, les mesures avaient été faites lorsqu'une monoculture de maïs était en place depuis un moment alors que celles de ce mémoire ont été faites sur un sol nu juste avant l'enfouissement du couvert. Il y a trois ans, les mesures prises à La Bruyère avaient été faites pendant que des betteraves étaient en train de pousser. En 2024, elles ont été faites lorsque du froment poussait et sur une plus longue période de temps. Le temps écoulé entre le dernier labour et la prise de mesures ne diffère guère entre les résultats de Zanutel et al. (2024) et ceux de 2024 pour la parcelle d'Attert. A La Bruyère, les mesures ont été prises sur une plus longue période de temps et sur un sol moins humide. C'est la différence d'humidité entre les deux parcelles qui pourrait expliquer la différence d'effets entre les parcelles.

6.2.4. Résistance à la pénétration

Sur chaque parcelle, il n'y a pas eu d'effet significatif du biochar sur les 10 premiers centimètres du sol. Ceux-ci correspondent à la zone de prise d'échantillons. D'un point de vue théorique, la résistance à la pénétration est notamment fonction de la texture, la structure et la masse volumique apparente du sol. Aucune corrélation n'a été observée entre ces variables et l'ensemble des 10 premiers centimètres du sol.

A La Bruyère, le vieux biochar se démarque nettement des autres traitements par des valeurs de résistance à la pénétration inférieures ainsi que par des valeurs variant de manière moins importante avec la profondeur. Ce comportement du vieux biochar, différent des autres traitements, est une explication à la présence d'un effet traitement significatif sur certaines profondeurs de la résistance à la pénétration. Le labour, qui concerne les 20 à 25 premiers centimètres du sol, est suivi par un travail du sol superficiel qui s'étend sur les 10 à 15 premiers centimètres du sol. La couche superficielle du sol est donc plus travaillée que la profondeur. Le travail du sol ainsi que les conditions environnementales et l'activité biologique sont des facteurs augmentant la fragmentation du biochar. Les 10 à 15 premiers centimètres du sol sont donc caractérisés par un sol plus aéré contenant des particules de biochar plus fines que pour les profondeurs plus élevées. Cette différence est une explication plausible au fait qu'un effet du traitement n'apparaît qu'après 10 cm. A environ 20 cm de profondeur, la semelle de labour commence à se former pour la majorité des traitements. Cette dernière est caractérisée par une compaction plus élevée. L'augmentation de la résistance à la pénétration liée à la semelle de labour a tendance à masquer l'effet du biochar sur la résistance à la pénétration. Dans la littérature, il est rare mais pas impossible de trouver un effet du jeune biochar sur la résistance à la pénétration (Blanco-Canqui, 2017). Busscher et al. (2010) ont remarqué une diminution de la résistance à la pénétration sur un sol sablo-limoneux et ce, pour du biochar ayant au moins une concentration massique de 2%. Or, dans notre cas pour le sol sablo-limoneux, la teneur en biochar a diminué avec le temps et est donc inférieure à 2%. Cependant, la teneur actuelle n'a pas été mesurée. La diminution de la teneur en jeune biochar est une explication plausible au fait que le jeune biochar a un comportement similaire à la référence.

6.2.5. Stabilité des agrégats : test de Le Bissonnais

De manière générale, les diamètres moyens pondéraux sont plus faibles que ceux mesurés il y a trois ans (Zanutel and Biolders, 2023). Tout comme il y a trois ans, les agrégats limoneux ont une stabilité plus faible que ceux du sol sablo-limoneux et aucun effet significatif n'a été observé sur le sol limoneux. En effet, il a été constaté que l'ajout de biochar augmente davantage la stabilité d'agrégats humides pour des sols à texture grossière que pour des sols à texture fine (Wani et al., 2023). Des effets significatifs de la parcelle, du traitement et de l'interaction entre la parcelle et le traitement ont été observés par Zanutel and Biolders (2023) sur le sol sablo-limoneux. Or, les résultats de ce mémoire présentés dans la partie 5.5 ne montrent qu'un effet significatif sur la parcelle pour tous les traitements du test de Le Bissonnais ainsi que pour leur moyenne. Pour l'humectation rapide, il y a une augmentation du DMP par rapport à la référence pour OB, YB1% et YB2% sur le site d'Attert. Il y a trois ans, cette même tendance a été observée mais de manière significative pour le jeune biochar. En ce qui concerne l'humectation lente du sol sablo-limoneux, il y avait une diminution significative du vieux biochar par rapport à la référence. En 2024, sur ce sol, bien que l'effet ne soit plus significatif, c'est

toujours le vieux biochar qui diminue le plus par rapport à la référence. Pour la désagrégation mécanique des échantillons d'Attert, les résultats obtenus ne semblent pas similaires à ceux de Zanutel. En ce qui concerne la littérature, Omondi et al. (2016) montrent dans leur méta-analyse que la stabilité des agrégats augmente en moyenne de 8,2% lorsque du jeune biochar est appliqué. A La Bruyère, l'augmentation moyenne de la moyenne des traitements par rapport à la référence est de 9,8% pour le jeune biochar alors qu'une diminution de 5,0% est observée à Attert. La méta-analyse observe une augmentation de 20,7% pour les textures moyennes et qu'il n'y a aucun effet sur les textures grossières. Il existe des résultats qui divergent de la méta-analyse, c'est notamment le cas de Blanco-Canqui (2017). Ce dernier n'a pas trouvé d'effet du biochar en fonction de la texture sur la stabilité des agrégats. Alors qu'on aurait pu s'attendre à ce que le biochar augmente la stabilité du sol, cette tendance n'apparaît généralement que sur le sol limoneux.

6.2.6. Stabilité structurale : QuantiSlake Test

Des explications possibles à la désagrégation rapide qui a eu lieu principalement pour les échantillons de La Bruyère sont les conditions de prélèvement ainsi que les traitements appliqués aux échantillons. Bien que beaucoup de vers de terre aient été observés sur la parcelle d'Attert, une plus grande proportion a été retrouvée dans les kopecki de La Bruyère. Une fois sortis du frigo, les échantillons ont directement été utilisés dans le perméamètre avant passage à la casserole à basse pression. Les échantillons ont donc été saturés et passés à une pression de 0,25 bar avant la procédure du QuantiSlake Test. Or ces étapes ont pu avoir une influence sur les résultats. De plus, une bonne partie des variables du test de Le Bissonnais sont corrélées avec les indicateurs du QST. Comme discuté précédemment, la stabilité des agrégats de La Bruyère est plus faible que celle d'Attert.

L'écart-type est important pour les indicateurs W_{end} , Dt_{75-90} et t_{95} du QuantiSlake Test. C'est une des raisons qui pourrait expliquer l'absence d'impact du biochar sur le traitement. Cette absence d'impact n'est cependant pas liée à des valeurs aberrantes.

7. Conclusion

Les deux sites d'études, un sol limoneux (La Bruyère) et un sol sablo-limoneux (Attert), présentent des aires de faulde. Ces dernières permettent d'étudier les effets à long terme du biochar. Fin mars 2021, du jeune biochar a été ajouté à certains endroits des parcelles à une concentration massique de 1% et 2%. Cet apport de jeune biochar permet de caractériser les effets à court terme que le biochar a sur les propriétés physiques du sol. Des premières analyses ont été réalisées par Zanutel et al. (2024) et Zanutel and Biolders (2023) quatre à cinq mois après l'enfouissement du biochar. Leurs buts étant de déterminer si l'amendement de biochar améliore les propriétés physiques du sol et si une concentration massique de biochar plus élevée renforce les effets observés.

En trois ans, la concentration en jeune biochar a probablement fort diminué et ce, notamment à cause des conditions environnementales, du travail du sol et de l'activité biologique. Les effets de la dilution de la concentration massique du biochar et de l'augmentation du temps de résidence du biochar dans le sol sont antagonistes. Le premier phénomène, probablement le plus important, diminue les effets du jeune biochar sur les propriétés physiques des sols alors que le second tend à augmenter ces effets via, notamment, une oxydation de la surface du biochar. Les effets du jeune biochar sur les propriétés physiques des sols ont donc probablement diminué depuis l'analyse faite en 2021. Tout comme pour Zanutel et al. (2024) et Zanutel and Biolders (2023), la différence de concentration massique en jeune biochar ne semble pas être un facteur influençant significativement les propriétés physiques du sol. Bien que certaines tendances persistent dans le temps, aucun effet significatif du jeune biochar n'a été observé au sein d'une même parcelle par rapport à la référence.

Comme pour Zanutel et al. (2024) et Zanutel and Biolders (2023), l'effet du vieux biochar n'est pas significatif sur la majorité des propriétés physiques du sol. Seul un effet traitement provenant principalement du vieux biochar a été observé en 2024 sur la résistance à la pénétration du sol limoneux sur des profondeurs allant de 10 à 20 cm. L'absence presque absolue d'effet du vieux biochar sur les propriétés physiques des sols pourrait avoir deux causes. La première est la faible teneur en biochar sur les aires de faulde (Tableaux 20 et 21). La seconde est la faible accessibilité de la porosité interne du biochar et ce, à cause du colmatage de cette dernière par des particules d'argile.

Au vu de ces résultats, l'amendement de biochar à une dose de 13,5 T/ha et 27 T/ha ne semble plus améliorer les propriétés physiques des sols après trois ans. De plus, une diminution significative de la résistance du sol à la pénétration entre 10 et 20 cm de profondeur a été observée à La Bruyère. Aucun lien n'a pu être établi avec les autres variables étant donné que ces dernières ont été mesurées sur des kopecki provenant des 10 premiers centimètres du sol. Pour comparer de manière plus exhaustive les résultats du pénétromètre avec les autres variables, il serait donc intéressant d'échantillonner également plus en profondeur.

Bibliographie

- Alghamdi, A. G., Alkhasha, A., & Ibrahim, H. M. (2020). Effect of biochar particle size on water retention and availability in a sandy loam soil. *Journal of Saudi Chemical Society*, 24(12), 1042-1050. <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2020.11.003>
- Andrenelli, M. C., Maienza, A., Genesio, L., Miglietta, F., Pellegrini, S., Vaccari, F. P., & Vignozzi, N. (2016). Field application of pelletized biochar : Short term effect on the hydrological properties of a silty clay loam soil. *Agricultural Water Management*, 163, 190-196. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.09.017>
- Attert (s. d.). *Statistiques climatiques des communes belges*.
- Barnes, R. T., Gallagher, M. E., Masiello, C. A., Liu, Z., & Dugan, B. (2014). Biochar-Induced Changes in Soil Hydraulic Conductivity and Dissolved Nutrient Fluxes Constrained by Laboratory Experiments. *PLoS ONE*, 9(9), e108340. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108340>
- Blanco-Canqui, H. (2017). Biochar and Soil Physical Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 81(4), 687-711. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017>
- Borchard, N., Ladd, B., Eschemann, S., Hegenberg, D., Mösel, B. M., & Amelung, W. (2014). Black carbon and soil properties at historical charcoal production sites in Germany. *Geoderma*, 232-234, 236-242. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.05.007>
- Bruyère, L. (s. d.). *Statistiques climatiques des communes belges*.
- Busscher, W. J., Novak, J. M., Evans, D. E., Watts, D. W., Niandou, M. A. S., & Ahmedna, M. (2010). Influence of Pecan Biochar on Physical Properties of a Norfolk Loamy Sand. *Soil Science*, 175(1).
- Castellini, M., Di Prima, S., Moret-Fernández, D., & Lassabatere, L. (2021). Rapid and accurate measurement methods for determining soil hydraulic properties : A review. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 69(2), 121-139. <https://doi.org/10.2478/johh-2021-0002>
- Chataut, G., Bhatta, B., Joshi, D., Subedi, K., & Kafle, K. (2023). Greenhouse gases emission from agricultural soil : A review. *Journal of Agriculture and Food Research*, 11, 100533. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2023.100533>
- Cheng, C.-H., & Lehmann, J. (2009). Ageing of black carbon along a temperature gradient. *Chemosphere*, 75(8), 1021-1027. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.01.045>
- DeLuca, T. H., Gundale, M. J., MacKenzie, M. D., & Jones, D. L. (s. d.). *Biochar effects on soil nutrient transformations*.
- Devereux, R. C., Sturrock, C. J., & Mooney, S. J. (2012). The effects of biochar on soil physical properties and winter wheat growth. *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 103(1), 13-18. <https://doi.org/10.1017/S1755691012000011>
- Di Prima, S. (2015). Automated single ring infiltrometer with a low-cost microcontroller circuit. *Computers and Electronics in Agriculture*, 118, 390-395. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2015.09.022>
- Downie, A. E., Van Zwieten, L., Smernik, R. J., Morris, S., & Munroe, P. R. (2011). Terra Preta Australis : Reassessing the carbon storage capacity of temperate soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(1-2), 137-147. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.020>

- Du, Z., Xiao, Y., Qi, X., Liu, Y., Fan, X., & Li, Z. (2018). Peanut-Shell Biochar and Biogas Slurry Improve Soil Properties in the North China Plain : A Four-Year Field Study. *Scientific Reports*, 8(1), 13724. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31942-0>
- Elkhlifi, Z., Iftikhar, J., Sarraf, M., Ali, B., Saleem, M. H., Ibranshabib, I., Bispo, M. D., Meili, L., Ercisli, S., Torun Kayabasi, E., Alemzadeh Ansari, N., Hegedúsová, A., & Chen, Z. (2023). Potential Role of Biochar on Capturing Soil Nutrients, Carbon Sequestration and Managing Environmental Challenges : A Review. *Sustainability*, 15(3), 2527. <https://doi.org/10.3390/su15032527>
- European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. (2010). *Biochar application to soils : A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions*. Publications Office. <https://data.europa.eu/doi/10.2788/472>
- Faghih, F., Emadi, M., Sadegh-Zadeh, F., & Bahmanyar, M. A. (2019). Long-term charcoal-induced changes to soil properties in temperate regions of northern Iran. *Journal of Forestry Research*, 30(3), 1063-1071. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0641-6>
- Fu, Q., Zhao, H., Li, T., Hou, R., Liu, D., Ji, Y., Zhou, Z., & Yang, L. (2019). Effects of biochar addition on soil hydraulic properties before and after freezing-thawing. *CATENA*, 176, 112-124. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.01.008>
- Hardy, B., Cornelis, J. -T., Houben, D., Lambert, R., & Dufey, J. E. (2016). The effect of pre-industrial charcoal kilns on chemical properties of forest soil of Wallonia, Belgium. *European Journal of Soil Science*, 67(2), 206-216. <https://doi.org/10.1111/ejss.12324>
- Hardy, B., & Dufey, J. (2015a). *La forêt wallonne, composante vitale de la sidérurgie préindustrielle*.
- Hardy, B., & Dufey, J. (2015b). *Les aires de faulde en forêt wallonne : Repérage, morphologie et distribution spatiale*.
- Herrmann, D. L., Schiffman, L. A., & Shuster, W. D. (2020). Urbanization drives convergence in soil profile texture and carbon content. *Environmental Research Letters*, 15(11), 114001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbb00>
- Ibrahim, A., Marie, H. A. M. E., & Elfaki, J. (2021). Impact of biochar and compost on aggregate stability in loamy sand soil. *Agricultural Research Journal*, 58(1), 34-44. <https://doi.org/10.5958/2395-146X.2021.00005.3>
- Kerré, B., Willaert, B., Cornelis, Y., & Smolders, E. (2017). Long-term presence of charcoal increases maize yield in Belgium due to increased soil water availability. *European Journal of Agronomy*, 91, 10-15. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2017.09.003>
- Kervyn, T., Jacquemin, F., Branquart, É., Delahaye, L., Dufrêne, M., & Claessens, H. (2014). *LES FORÊTS ANCIENNES EN WALLONIE 2ÈME PARTIE : CARTOGRAPHIE*.
- Le climat*. (s. d.). Klimaat | Climat. Consulté 25 février 2024, à l'adresse <https://climat.be/en-belgique/climat-et-emissions/climat>
- Le Bissonnais, Y. (Dec. 1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47.4, 425-437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>
- Le Bissonnais, Y., Duval, O., Gaillard, H. (2002). Mesure de la stabilité d'agrégats de sols pour l'évaluation de la sensibilité à la battance et à l'érosion.

- Lei, O., & Zhang, R. (2013). Effects of biochars derived from different feedstocks and pyrolysis temperatures on soil physical and hydraulic properties. *Journal of Soils and Sediments*, 13(9), 1561-1572. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0738-7>
- Lim, T. J., Spokas, K. A., Feyereisen, G., & Novak, J. M. (2016). Predicting the impact of biochar additions on soil hydraulic properties. *Chemosphere*, 142, 136-144. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.069>
- MacLaren, C., Storkey, J., Menegat, A., Metcalfe, H., & Dehnen-Schmutz, K. (2020). An ecological future for weed science to sustain crop production and the environment. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 40(4), 24. <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00631-6>
- Morcos Gerges, G., Khalil, G., & Ahmed Hussein, A. (2023). Beneficial effects of biochar application on improving sandy soil properties Gerges, G. W. M., G. Abdel-Nasser, A. H. A. Hussein. *Alexandria Journal of Soil and Water Sciences*, 7(2), 1-19. <https://doi.org/10.21608/ajsws.2023.203248.1008>
- Mukherji, A., Thorne, P., Cheung, W. W. L., Connors, S. L., Garschagen, M., Geden, O., Hayward, B., Simpson, N. P., Totin, E., Blok, K., Eriksen, S., Fischer, E., Garner, G., Guivarch, C., Haasnoot, M., Hermans, T., Ley, D., Lewis, J., Nicholls, Z., ... Yassaa, N. (s. d.). *SYNTHESIS REPORT OF THE IPCC SIXTH ASSESSMENT REPORT (AR6)*.
- Nadda, A. K. (Éd.). (2023). *Biochar and its Composites : Fundamentals and Applications*. Springer Nature Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-99-5239-7>
- Obia, A., Mulder, J., Martinsen, V., Cornelissen, G., & Børresen, T. (2016). In situ effects of biochar on aggregation, water retention and porosity in light-textured tropical soils. *Soil and Tillage Research*, 155, 35-44. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.08.002>
- Omondi, M. O., Xia, X., Nahayo, A., Liu, X., Korai, P. K., & Pan, G. (2016). Quantification of biochar effects on soil hydrological properties using meta-analysis of literature data. *Geoderma*, 274, 28-34. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.03.029>
- Osman, K. T. (2013). *Soils : Principles, Properties and Management*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5663-2>
- Ouyang, L., Wang, F., Tang, J., Yu, L., & Zhang, R. (2013). Effects of biochar amendment on soil aggregates and hydraulic properties. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition, ahead*, 0-0. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162013005000078>
- Panahi, H. K. S., Dehghani, M., Ok, Y. S., Nizami, A.-S., Khoshnevisan, B., Mussatto, S. I., Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., & Lam, S. S. (2020). A comprehensive review of engineered biochar : Production, characteristics, and environmental applications. *Journal of Cleaner Production*.
- Ramola, S., Mohan, D., Masek, O., Méndez, A., & Tsubota, T. (Éds.). (2022). *Engineered Biochar : Fundamentals, Preparation, Characterization and Applications*. Springer Nature Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-19-2488-0>
- Reynolds, W. D., & Elrick, D. E. (1990). Poned Infiltration From a Single Ring : I. Analysis of Steady Flow. *Soil Science Society of America Journal*, 54(5), 1233-1241. <https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400050006x>

- Rodrigues, C. I. D., Brito, L. M., & Nunes, L. J. R. (2023). Soil Carbon Sequestration in the Context of Climate Change Mitigation : A Review. *Soil Systems*, 7(3), 64. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7030064>
- Royal Eijkelpkamp (June 2022). *Laboratory permeameters* [User Manual]. INRA Orléans, Unité de Science du Sol
- Schneider, A., Hirsch, F., Bonhage, A., Raab, A., & Raab, T. (2020). The soil moisture regime of charcoal-enriched land use legacy sites. *Geoderma*, 366, 114241. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114241>
- Şeker, C., & Abdulwahhab, Q. R. (2021). Short-Term Impacts of Biochar Applications on Physico-Mechanic and Chemical Properties of Two Contrasting Textured Soils. *Selcuk Journal of Agricultural and Food Sciences*, 35(2), 83-90. <https://doi.org/10.15316/SJAfS.2021.232>
- Singh, J. S., & Singh, C. (Éds.). (2020). *Biochar Applications in Agriculture and Environment Management*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-40997-5>
- Singh Yadav, S. P., Bhandari, S., Bhatta, D., Poudel, A., Bhattarai, S., Yadav, P., Ghimire, N., Paudel, P., Paudel, P., Shrestha, J., & Oli, B. (2023). Biochar application : A sustainable approach to improve soil health. *Journal of Agriculture and Food Research*, 11, 100498. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2023.100498>
- Spokas, K. A., Weis, R., Feyereisen, G., Watts, D. W., Novak, J. M., Lim, T. J., & Ippolito, J. A. (2016). Biomass or biochar – which is better at improving soil hydraulic properties? *Acta Horticulturae*, 1146, 235-242. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2016.1146.31>
- SPW (Service Public de Wallonie), 2020. Textures et fractions granulométriques de référence des sols de Wallonie. Consulté 28 février 2024, à l'adresse <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/e90eb7cf-8f7d-40ab-9df9-5c34ddf387ea.html>
- Sun, Z., Hu, Y., Shi, L., Li, G., Pang, Z., Liu, S., Chen, Y., & Jia, B. (2022). Effects of biochar on soil chemical properties : A global meta-analysis of agricultural soil. *Plant, Soil and Environment*, 68(6), 272-289. <https://doi.org/10.17221/522/2021-PSE>
- Vanwindekens, F. M., & Hardy, B. F. (2023). The QuantiSlakeTest, measuring soil structural stability by dynamic weighing of undisturbed samples immersed in water. *SOIL*, 9(2), 573-591. <https://doi.org/10.5194/soil-9-573-2023>
- Vitková, J., Šurda, P., Lichner, L., & Výleta, R. (2024). Influence of Biochar Application Rate, Particle Size, and Pyrolysis Temperature on Hydrophysical Parameters of Sandy Soil. *Applied Sciences*, 14(8), 3472. <https://doi.org/10.3390/app14083472>
- Wang, D., Li, C., Parikh, S. J., & Scow, K. M. (2019). Impact of biochar on water retention of two agricultural soils – A multi-scale analysis. *Geoderma*, 340, 185-191. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.012>
- Wani, I., Narde, S. R., Huang, X., Remya, N., Kushvaha, V., & Garg, A. (2023). Reviewing role of biochar in controlling soil erosion and considering future aspect of production using microwave pyrolysis process for the same. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13(13), 11543-11569. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-02060-1>

Worldometer (s. d.). Current World Population. Consulté 10 mars 2024, à l'adresse <https://www.worldometers.info/world-population/>

Zhang, F. et al. (Dec. 2019). *Rainfall simulation experiments indicate that biochar addition enhances erosion of loess-derived soils*. *Land Degradation & Development* 30.18, 2272–2286. <https://doi.org/10.1002/ldr.3399>.

Zanutel, M., Garré, S., Sanglier, P., & Biielders, C. (2024). Biochar modifies soil physical properties mostly through changes in soil structure rather than through its internal porosity. *Vadose Zone Journal*, 23(1), e20301. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20301>

Zanutel, M., Lefebvre, A., Garré, S., & Biielders, C. L. (2024). Does century-old biochar affect soil interrill erodibility on cropland soils? A study on pre-industrial kiln sites. *Soil and Tillage Research*, 240, 106091. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106091>

Zanutel, M. (2023), Impact of biochar application on soil physical properties affecting erosion by water in Wallonia [Doctoral dissertation]. Université catholique de Louvain

Zong, Y., Xiao, Q., & Lu, S. (2016). Acidity, water retention, and mechanical physical quality of a strongly acidic Ultisol amended with biochars derived from different feedstocks. *Journal of Soils and Sediments*, 16(1), 177-190. <https://doi.org/10.1007/s11368-015-1187-2>

Annexes

Table des matières

A.	Détails de la pédologie du sol de La Bruyère et d'Attert	66
B.	Photo des boues de la casserole à haute pression	67
C.	Mode opératoire de l'infiltromètre automatisé	67
D.	Photos du perméamètre	67
E.	Photos du test de Le Bissonnais	68
F.	Tableau des coefficients d'autocorrélation entre les indicateurs du QST	69
G.	Corrélations entre variables	70

A. Détails de la pédologie des sols de La Bruyère et d'Attert

Tableau 28 : Pédologie des sols des échantillons de La Bruyère

Aba(b)0	
Texture Drainage Développement du profil	Limon Favorable Horizon B textural tacheté Horizon A épais (>40 cm)
Adp(c)	
Texture Drainage Développement du profil	Limon Modéré à imparfait Absence de développement de profil Horizon B entre 40 et 80 cm de sols de vallées et de dépressions
Ada(0)	
Texture Drainage Développement du profil	Limon Imparfait Horizon B textural Horizon A épais (>40 cm)

Tableau 29 : Pédologie des sols des échantillons d'Attert

wLda2(t)	
Substrat Texture Drainage Développement du profil Profondeur d'apparence du substrat Phases diverses	Argilo-sableux Limon sableux Modéré à imparfait Horizon textural B 40 à 80 cm Phase à faible teneur en gravier des anciennes terrasses
wPDa2(t)	
Substrat Texture Drainage Développement du profil Profondeur d'apparence du substrat Phases diverses	Argilo-sableux Limon sableux léger Modéré à imparfait Horizon textural B 40 à 80 cm Phase à faible teneur en gravier des anciennes terrasses
wLha2(t)	
Substrat Texture Drainage Développement du profil Profondeur d'apparence du substrat Phases diverses	Argilo-sableux Limon sableux Assez pauvre Horizon textural B 40 à 80 cm Phase à faible teneur en gravier des anciennes terrasses

B. Photo des boues de la casserole à haute pression



Figure 29 : Préparation de boues utilisées pour la casserole à haute pression

C. Mode opératoire de l'infiltromètre automatisé

- Graisser sur environ 5 cm de hauteur le bas de l'anneau pour éviter les écoulements préférentiels entre le sol et l'anneau
- Enfoncez l'anneau sur une profondeur de 7 cm
- Effectuer une pré-humectation du sol en utilisant un gouteur et en protégeant au préalable le sol de l'impact des gouttes avec des bouts de tissus
- Si la saturation est atteinte ou après 30 minutes, installer l'infiltromètre
- Retirer le bouchon situé en bas de l'infiltromètre tout en s'assurant que celui du dessus soit toujours en place

D. Photos du perméamètre



Figure 30 : Photo de l'intérieur du perméamètre (à gauche) et de la préparation des échantillons (à droite)

E. Photos du test de Le Bissonnais



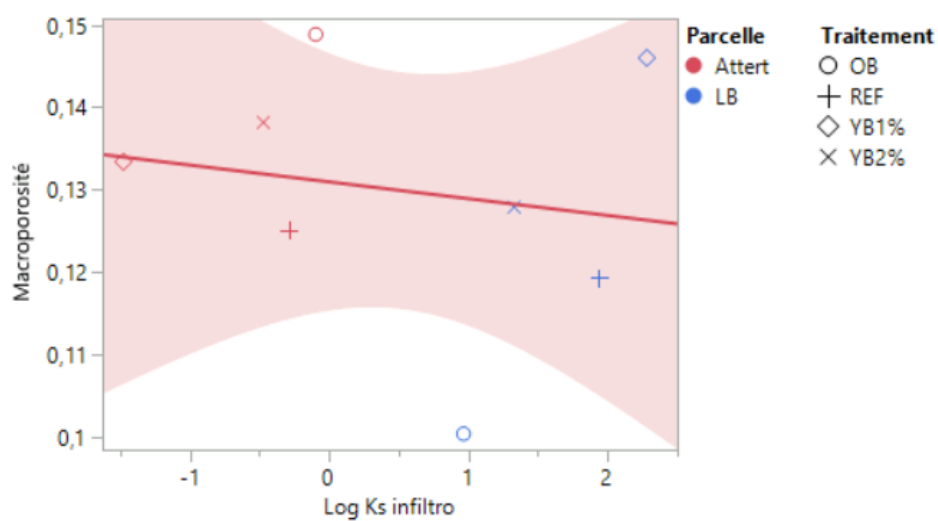
Figure 31 : Photo du traitement « Désagrégation mécanique » du test de Le Bissonnais (à gauche) et instrument permettant de mélanger les agrégats dans de l'éthanol à la fin de chaque traitement de Le Bissonnais (à droite)

F. Tableau des coefficients d'autocorrélation entre les indicateurs du QST

Table X : Coefficients d'autocorrélation entre les indicateurs du QuantiSlake Test

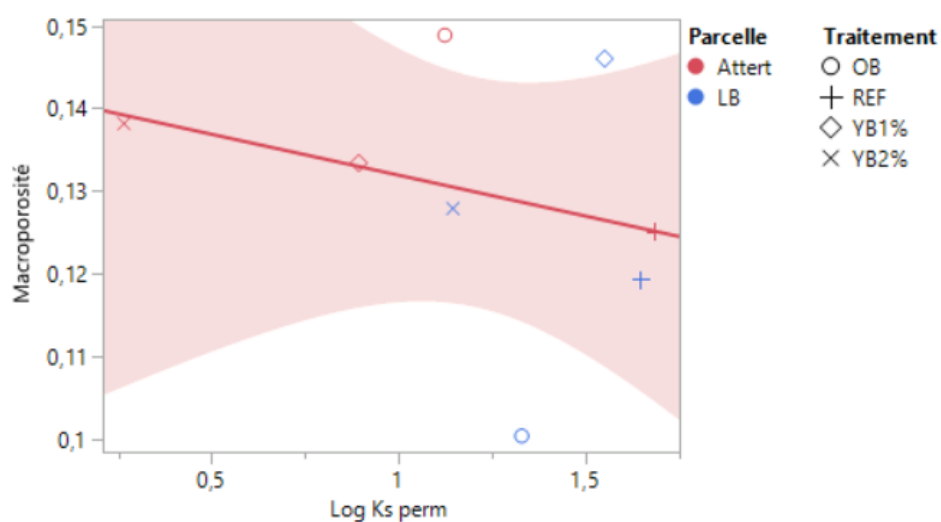
	Slope 0-max	tmax	Wmax-Wt0	Slope max-30	Slope 30-60	Slope 60-30	Slope 300-600	Slope max-60	Slope max-300	Slope max-600	dt max-25	dt 25-50	dt 50-75	dt 75-90	t50	t75	t90	t95	Wend	AUC
Slope 0-max	1.00	-0.57	-0.36	-0.51	-0.36	0.06	0.35	-0.52	-0.42	-0.35	-0.60	-0.49	-0.38	-0.33	-0.57	-0.48	-0.47	-0.37	-0.36	-0.42
tmax	-0.57	1.00	0.88	0.78	0.64	0.04	-0.46	0.84	0.74	0.65	0.91	0.82	0.71	0.52	0.91	0.84	0.78	0.71	0.64	0.75
Wmax-Wt0	-0.36	0.88	1.00	0.71	0.48	0.09	-0.27	0.72	0.66	0.61	0.72	0.54	0.49	0.49	0.67	0.60	0.62	0.61	0.58	0.67
Slope max-30	-0.51	0.78	0.71	1.00	0.50	-0.16	-0.42	0.94	0.71	0.65	0.82	0.66	0.52	0.40	0.78	0.67	0.62	0.54	0.62	0.74
Slope 30-60	-0.36	0.64	0.48	0.50	1.00	0.27	-0.32	0.76	0.81	0.75	0.56	0.62	0.50	0.22	0.61	0.58	0.47	0.35	0.77	0.81
Slope 60-30	0.06	0.04	0.09	-0.16	0.27	1.00	0.46	-0.02	0.51	0.60	-0.25	-0.07	-0.06	-0.08	-0.17	-0.11	-0.11	-0.15	0.61	0.48
Slope 300-600	0.35	-0.46	-0.27	-0.42	-0.32	0.46	1.00	-0.45	-0.16	0.04	-0.70	-0.50	-0.45	-0.39	-0.63	-0.56	-0.54	-0.56	0.02	-0.15
Slope max-60	-0.52	0.84	0.72	0.94	0.76	-0.02	-0.45	1.00	0.85	0.77	0.84	0.74	0.59	0.38	0.83	0.73	0.65	0.54	0.76	0.86
Slope max-300	-0.42	0.74	0.66	0.71	0.81	0.51	-0.16	0.85	1.00	0.98	0.59	0.60	0.48	0.29	0.62	0.57	0.50	0.39	0.98	1.00
Slope max-600	-0.35	0.65	0.61	0.65	0.75	0.60	0.04	0.77	0.98	1.00	0.46	0.50	0.39	0.22	0.50	0.46	0.40	0.29	0.99	0.98
dt max-25	-0.60	0.91	0.72	0.82	0.56	-0.25	-0.70	0.84	0.59	0.46	1.00	0.84	0.66	0.48	0.96	0.84	0.76	0.69	0.46	0.61
dt 25-50	-0.49	0.82	0.54	0.66	0.62	-0.07	-0.50	0.74	0.60	0.50	0.84	1.00	0.85	0.55	0.95	0.94	0.86	0.76	0.49	0.60
dt 50-75	-0.38	0.71	0.49	0.52	0.50	-0.06	-0.45	0.59	0.48	0.39	0.66	0.85	1.00	0.57	0.78	0.96	0.89	0.87	0.34	0.47
dt 75-90	-0.33	0.52	0.49	0.40	0.22	-0.08	-0.39	0.38	0.29	0.22	0.48	0.55	0.57	1.00	0.53	0.59	0.86	0.83	0.17	0.28
t50	-0.57	0.91	0.67	0.78	0.61	-0.17	-0.63	0.83	0.62	0.50	0.96	0.95	0.78	0.53	1.00	0.92	0.84	0.76	0.49	0.63
t75	-0.48	0.84	0.60	0.67	0.58	-0.11	-0.56	0.73	0.57	0.46	0.84	0.94	0.96	0.59	0.92	1.00	0.92	0.87	0.43	0.57
t90	-0.47	0.78	0.62	0.62	0.47	-0.11	-0.54	0.65	0.50	0.40	0.76	0.86	0.89	0.86	0.84	0.92	1.00	0.95	0.35	0.50
t95	-0.37	0.71	0.61	0.54	0.35	-0.15	-0.56	0.54	0.39	0.29	0.69	0.76	0.87	0.83	0.76	0.87	0.95	1.00	0.23	0.38
Wend	-0.36	0.64	0.58	0.62	0.77	0.61	0.02	0.76	0.98	0.99	0.46	0.49	0.34	0.17	0.49	0.43	0.35	0.23	1.00	0.98
AUC	-0.42	0.75	0.67	0.74	0.81	0.48	-0.15	0.86	1.00	0.98	0.61	0.60	0.47	0.28	0.63	0.57	0.50	0.38	0.98	1.00

G. Corrélations entre variables



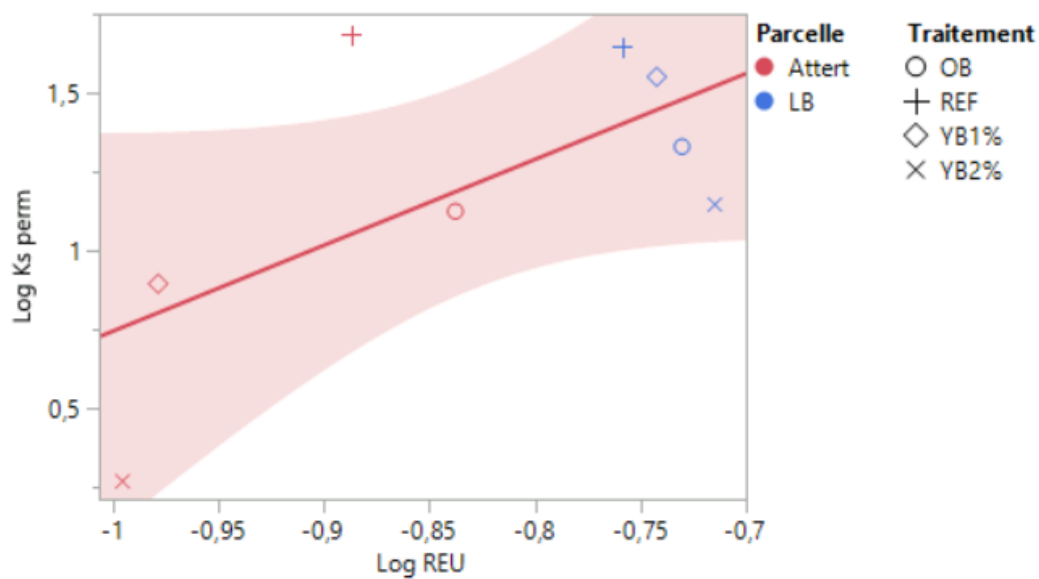
$$R^2 = 0,0209 \quad p\text{-valeur} = 0,686$$

Figure 32 : Graphique de la relation entre le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation de l'infiltromètre et la macroporosité et ce, présenté via les valeurs moyennes de chaque traitement (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , ainsi que la p -valeur sont indiqués en dessous du graphique



$$R^2 = 0,089 \quad p\text{-valeur} = 0,474$$

Figure 33 : Graphique de la relation entre le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation du pénétromètre et la macroporosité et ce, présenté via les valeurs moyennes de chaque traitement (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , ainsi que la p -valeur sont indiqués en dessous du graphique



$$R^2 = 0,426 \quad p\text{-valeur} = 0,079$$

Figure 34 : Graphique de la relation entre le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation du perméamètre et le logarithme de la réserve en eau utile et ce, présenté via les valeurs moyennes de chaque traitement (le vieux biochar est représenté par un rond, la référence par un plus, le jeune biochar 1% par un losange et le jeune biochar 2% par une croix) pour le site d'Attert (en rouge) et de La Bruyère (en bleu). La zone ombrée correspond à un intervalle de confiance de 95%. Le coefficient de détermination, R^2 , ainsi que la p -valeur sont indiqués en dessous du graphique

Impact à court et long terme du biochar sur les propriétés physiques des sols

Claire Steens

Au vu de l'explosion démographique depuis le XXème siècle et de l'industrialisation, les émissions de gaz à effet de serre ont largement augmenté. Ces émissions sont une des causes du changement climatique et proviennent en partie de l'intensification de l'agriculture. A force de surexploiter les terres agricoles, ces sols ont perdu de leur qualité. L'amendement de biochar, solide riche en carbone récalcitrant, permettrait de séquestrer du carbone dans les sols et d'améliorer leurs propriétés, en particulier leurs propriétés physiques. La littérature recense cependant des effets très variables du biochar sur les sols. Ces effets sont entre autres fonction du type de sol amendé, des conditions de production du biochar mais aussi de la durée d'enfouissement. Cependant, la plupart des études sont menées sur les effets à court terme.

Ce mémoire a pour but d'étudier les effets à court (environ 3 ans) et long terme (plus de 150 ans) du biochar sur les propriétés physiques d'un sol limoneux situé à La Bruyère et d'un sol sablo-limoneux situé à Attert. En 2021, ces parcelles avaient été amendées avec du biochar à une concentration de 1% et 2% en masse, permettant d'évaluer les effets à court terme. Les effets à long terme ont également été évalués via les aires de faulde présentes sur les parcelles depuis l'époque préindustrielle.

Tout comme en 2021, le vieux biochar tend à ne pas avoir d'effets significatifs sur les propriétés physiques de la couche superficielle du sol (0-10 cm). Cependant, un effet significatif du vieux biochar sur la résistance à la pénétration a été mis en évidence à des profondeurs de 10 à 20 cm sur le sol limoneux. En ce qui concerne les effets à court terme, le jeune biochar n'a plus d'effet significatif sur les propriétés hydrodynamiques des sols par rapport aux échantillons de référence. Certaines tendances déjà observées en 2021 restent néanmoins toujours présentes mais de manière non significative. Tout comme en 2021, la teneur massique en biochar n'a pas d'effet significatif sur les résultats.

En trois ans, une diminution des effets à court terme sur les propriétés physiques des sols est observée. L'intérêt de l'amendement de biochar semble diminuer avec le temps. Quant au vieux biochar, il n'a pas d'impact, sauf sur la résistance à la pénétration du sol limoneux.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN
Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2 bte L7.05.01, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/agro