

Faculté des bioingénieurs

Impact à long terme du biochar sur les propriétés physiques et hydrodynamiques du sol ainsi que sur les flux et stocks d'eau en milieu tempéré

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

Auteur :	Martin Zanutel
Promoteurs :	Prof. Charles Bielders (UCL) Prof. Sarah Garré (ULG)
Lecteurs :	Prof. Mathieu Javaux (UCL) Dr. Brieuc Hardy (CRA-W)
Année Académique :	2018 - 2019
Bioingénieur :	sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Tout d'abord, je tiens à remercier mon promoteur de mémoire M. Charles Bielders pour m'avoir donné la possibilité de travailler sur le sujet, pour son encadrement et son suivi tout le long de ce mémoire ainsi que pour les déplacements aux réunions et aux deux journées "terrain" à Gembloux. Ses conseils et corrections m'ont notamment permis de développer de nombreuses compétences. Je remercie également toute l'équipe du GERU ayant d'une quelconque manière participé à la réalisation de mon mémoire. Je pense plus particulièrement à M. Frédéric Laurent pour son aide lors des premières analyses en laboratoire et M. Sébastien François pour la suite des expériences et les explications quant à l'utilisation du dGPS LEICA.

Je souhaite remercier ma copromotrice Mme Sarah Garré et plus globalement les membres de Gembloux Agro-Bio Tech (M. Jean-Thomas Cornélis, M. Julien Fouché et M. Victor Burgeon) pour m'avoir permis de rejoindre et travailler sur le projet de recherche "CHAR" et transmis les informations ainsi que les données nécessaires à la réalisation de mon mémoire.

Je remercie M. Alexandre Godfrind pour avoir mis sa parcelle à disposition afin que des expériences sur les aires de faulde puissent y être opérées.

J'adresse mes remerciements aussi à M. Eric Laloy pour avoir jeter un oeil à mon code pour la modélisation inverse et changer l'output d'une fonction implémentée, ce qui m'a permis de faire tourner le script correctement.

J'aimerais également remercier M. Mathieu Javaux et M. Briec Hardy pour avoir accepté d'être membre du jury d'évaluation de mon mémoire

Finalement, je tiens à remercier ma famille et mes amis qui m'ont soutenu dans les moments les plus difficiles et plus particulièrement ma mère notamment pour les relectures du travail.

Table des matières

1	Introduction	1
2	Revue bibliographique	3
2.1	Propriétés physiques et hydrodynamiques du sol	3
2.1.1	Texture et structure	3
2.1.2	Densité réelle et apparente	3
2.1.3	Porosité et spectre de porosité	4
2.1.4	Courbe de rétention en eau	4
2.1.5	Courbe de conductivité hydraulique	6
2.2	Biochar	8
2.2.1	Définitions	8
2.2.2	Méthodologie de production	10
2.2.3	Caractéristiques et propriétés	10
2.2.4	Production de charbon de bois en Wallonie à l'époque préindustrielle (aires de faulde)	13
2.2.5	Utilisations	14
2.2.6	Amendement au sol	15
2.2.6.1	Impacts sur les propriétés chimiques du sol	15
2.2.6.2	Impact sur les propriétés physiques et hydrodynamiques du sol	16
2.2.6.3	Impact sur les propriétés biologiques du sol	22
2.2.6.4	Résumé des impacts sur les propriétés du sol	23
2.2.6.5	Impact sur la croissance et le rendement des cultures	23
3	Matériels et méthodes	25
3.1	Description du site d'étude	25
3.1.1	Localisation	25
3.1.2	Topographie	25
3.1.3	Pédologie	25
3.1.4	Climat	26
3.1.5	Occupation du sol	27
3.2	Campagne d'échantillonnage et dispositif expérimental	27
3.2.1	Dispositif de mesure de la teneur en eau	27
3.2.2	Échantillonnage	28
3.2.2.1	Transects T2, T4 et T5	28
3.2.2.2	E1 et E3	28
3.2.2.3	Fosses avec biochar FB et sans biochar FR	29
3.2.3	Station météorologique	29
3.3	Méthode de mesure de la teneur en biochar	30
3.4	Méthode de mesure des propriétés physiques et hydrodynamiques	31
3.4.1	Texture	31
3.4.2	Densité réelle	31
3.4.3	Densité apparente	32
3.4.4	Porosité	32
3.4.5	Courbe de rétention en eau	32

3.4.5.1	Laboratoire	32
3.4.5.2	Fonctions de pédotransfert	34
3.4.6	Macroporosité	35
3.4.7	Réserve en eau utile	35
3.4.8	Conductivité hydraulique à saturation	35
3.4.8.1	Laboratoire	35
3.4.8.2	Fonctions de pédotransfert	36
3.4.8.3	Modélisation inverse	37
3.5	Méthode d'estimation de l'évolution des flux d'eau et des stocks d'eau par modélisation directe	39
3.6	Analyse statistique	40
4	Résultats et discussions	43
4.1	Détermination de la teneur en biochar	43
4.2	Détermination des propriétés physiques et hydrodynamiques	45
4.2.1	Texture	45
4.2.2	Densité réelle	45
4.2.3	Densité apparente	46
4.2.4	Porosité	47
4.2.5	Courbe de rétention	50
4.2.5.1	Teneurs en eau mesurées en laboratoire	50
4.2.5.2	Fonctions de pédotransfert de Weynants et ajustement des modèles de Van Genuchten et Durner	53
4.2.6	Macroporosité	58
4.2.7	Réserve en eau utile	60
4.2.8	Conductivité hydraulique à saturation	61
4.2.8.1	Laboratoire	61
4.2.8.2	Fonctions de pédotransfert	64
4.2.8.3	Modélisation inverse	65
4.3	Estimation de l'évolution des flux d'eau et du stock d'eau par modélisation directe	69
4.3.1	Paramètres du modèle de Van Genuchten et valeurs de conductivité hydraulique à saturation entrés dans le modèle	69
4.3.2	Résultats de la simulation	70
4.3.3	Analyse critique	72
5	Conclusions et perspectives	73
6	Bibliographie	75
7	Annexes	91

Liste des figures

2.1	Courbes de rétention en eau d'un sol pour des sols ayant une texture sableuse, limoneuse et argileuse	4
2.2	Spectre de porosité dérivé d'une courbe de rétention	5
2.3	Courbe de conductivité : conductivité hydraulique en fonction de (a) la charge matricielle (b) la teneur en eau volumique	7
2.4	Représentation du "Black carbon" continuum, de sa discrétisation et des propriétés des différentes classes	9
2.5	Rendements typiques obtenus après une pyrolyse rapide à haute température et une pyrolyse lente à basse température	10
2.6	Impact de la température de pyrolyse sur l'arômatization et la condensation des arômes du résidu solide de la pyrolyse	10
2.7	Illustration de la couleur noire de sols enrichis en biochar	11
2.8	Relation entre la densité apparente du biochar et de la biomasse avant pyrolyse . .	12
2.9	Propriétés physico-chimiques du biochar	12
2.10	Impact de la température de production sur les propriétés physiques du biochar . .	13
2.11	Gauche : cycle naturel du carbone dans le système sol-plante; Droite : cycle du carbone modifié par la technologie "biochar" dans le système sol-plante	14
2.12	Technologie biochar	14
2.13	Facteurs influençant l'impact potentiel du biochar sur les propriétés physiques et hydrodynamiques du sol	17
2.14	Impact du charbon de bois/biochar préindustrielle sur la courbe de rétention en eau	20
3.1	Localisation du site d'étude à Gembloux	25
3.2	Topographie du site d'étude	26
3.3	Normales climatiques (température et précipitation) de la commune de Gembloux sur la période 1981-2010	26
3.4	Localisation des points d'échantillonnage et des dispositifs expérimentaux	27
3.5	Identification de la localisation des sondes "sentek" et des cinq postes du transect de l'aire de faulde 5	29
3.6	Photo de la fosse avec biochar FB	30
3.7	Vario Max CN (a) Illustration (b) Schéma	31
3.8	Schéma du fonctionnement du perméamètre à charge constante	36
3.9	Schéma de la méthodologie d'utilisation d'HYDRUS pour estimer la conductivité hydraulique à saturation par modélisation inverse	38
3.10	Conditions aux limites supérieures (pluviométrie et évapotranspiration potentielle) mesurées/calculées par la station météorologique installée sur le terrain d'étude pour la période du 9/11/2018 à 15h au 5/12/2018 à 15h utilisée pour la modélisation inverse	38
3.11	Méthodologie d'utilisation d'HYDRUS pour la modélisation directe	39
4.1	Teneur en carbone organique total des échantillons prélevés au niveau du site d'étude	43
4.2	Teneur en biochar des échantillons prélevés au niveau du site d'étude	43
4.3	Triangle textural belge reprenant les résultats de texture de 14 échantillons provenant du site d'étude	45

4.4	Impact du biochar préindustriel sur la densité réelle en surface (3-8 cm) du sol au niveau du site d'étude	46
4.5	Impact du biochar préindustriel sur la densité apparente du sol au niveau du site d'étude à une profondeur (a) de 3 à 8 cm (b) de 13 à 18 cm	46
4.6	Impact du biochar préindustriel sur la porosité du sol calculée à partir des mesures de densités apparente et réelle au niveau du site d'étude à une profondeur (a) P1 de 3-8 cm (b) P2 de 13-18 cm	48
4.7	Confrontation des résultats de porosité obtenus d'une part via la mesure des densités apparente et réelle et d'autre part via la mesure de la teneur en eau à saturation	49
4.8	Impact du biochar sur la teneur en eau mesurée en laboratoire à saturation, pF 2 et pF 4,2 des échantillons des transects provenant d'entre 3 et 8 cm (gauche) ainsi que d'entre 13 et 18 cm (droite)	51
4.9	Illustration des courbes de rétention obtenues	53
4.10	Résultats d'analyse des pentes des courbes de rétention en vue d'éliminer les couples teneurs en eau-charges matricielles ayant subi une perte de contact avec la plaque en céramique de la casserole à basse pression	54
4.11	Courbes de rétention des échantillons provenant des transects des aires de faulde 2 (T2), 4 (T4) et 5 (T5) entre 3 et 8 cm (P1) ainsi qu'entre 13 et 18 cm (P2) pour des concentrations croissantes en biochar entre C1 (élevée) et C5 (faible)	56
4.12	Courbes de rétention des échantillons provenant (a) de la fosse de référence à 5 cm (P1), 15 cm (P2) et 30 cm (P3) (b) de la fosse de biochar à 5 cm (P1), 15 cm (P2), 30 cm (P3), 55 cm (P4) et 90 cm (P5)	57
4.13	Impact du biochar sur les valeurs des paramètres du modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneur en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire à partir des échantillons des transects prélevés à la profondeur P1 (3 à 8 cm : gauche) et à la seconde profondeur P2 (13 à 18 cm)	58
4.14	Impact du biochar préindustriel sur la macroporosité	59
4.15	Impact du biochar préindustriel sur la réserve en eau utile déterminée à partir des teneurs en eau mesurées en laboratoire sur échantillons des transects provenant d'une profondeur P1 de 3 à 8 cm (gauche) et d'une profondeur P2 de 13 à 18 cm (droite)	60
4.16	Impact du biochar préindustriel sur la conductivité hydraulique à saturation du sol à 2 profondeurs au niveau du site d'étude pour une profondeur (a) de 3 à 8 cm (P1) (b) de 13 à 18 cm (P2)	61
4.17	Impact du biochar préindustriel sur le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation du sol mesurée en laboratoire au niveau du site d'étude pour une profondeur (a) de 3 à 8 cm (P1) (b) de 13 à 18 cm (P2)	62
4.18	Lien entre macroporosité et le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation mesurée en laboratoire	63
4.19	Résultats des mesures et erreurs absolues de conductivité hydraulique à saturation mesuré en laboratoire à l'aide d'un perméamètre à charge constante	64
4.20	Impact du biochar préindustriel sur la conductivité hydraulique à saturation du sol déterminée via la fonction de pédotransfert de Weynants au niveau du site d'étude pour une profondeur (a) de 3 à 8 cm (P1) et (b) de 13 à 18 cm (P2).	65

4.21	Teneurs en eau (moyennes en traits épais, intervalles de confiance à 95% en traits fins) mesurées entre le 6/04/2018 à 13h30 et le 6/12/2018 à 16h (pas de temps de 30 minutes) via le dispositif de capteurs "sentek" à une profondeur sous la surface de 20 cm, 40 cm et 80 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de failde	66
4.22	Comparaison des données de teneurs en eau mesurées et simulées suite à la modélisation inverse opérée à l'aide d'HYDRUS (a) au centre des aires de failde (b) à distance de celles-ci	67
4.23	Comparaison des données de teneurs en eau mesurées et simulées suite à la modélisation inverse opérée à l'aide de la version MATLAB de DREAM au centre (OBC : gauche) et à distance (REF : droite) des aires de failde	68
4.24	Fonctions de densité de probabilité des profils de conductivité hydraulique à saturation optimisés par modélisation inverse à l'aide de la version MATLAB de DREAM (a) au centre (OBC) (b) à distance (REF) des aires de failde	68
4.25	Histogramme des valeurs aléatoires testées du logarithme de la conductivité hydraulique à saturation utilisées pour simuler les flux d'eau à l'aide d'HYDRUS en surface du profil de sol (0-20 cm) (a) au centre (OBC) des aires de failde (b) à distance (REF) de celles-ci. Il est à noter que la conductivité hydraulique à saturation au sein du logarithme est exprimée en mm/h.	70
4.26	Évolution du stock d'eau d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de failde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h ayant un temps de retour de 100 ans (38,51 mm)	71
A.1	Représentation de différentes structures chimiques que l'on peut retrouver au sein de particules de biochar	93
A.2	Hétéroatomes et groupes fonctionnels retrouvés communément au niveau de la surface du biochar	94
B.1	Production de charbon de bois par la méthode de carbonisation en meule ; gauche : les flèches indiquent le chemin parcouru par les gaz à travers la structure du four	95
D.1	Impact après 6 mois de l'introduction de particules de biochar (BC) et d'hydrochar (HTC) provenant de la pyrolyse de maïs en concentrations diverses (1, 2,5 et 5% en masse) sur la courbe de rétention en eau dans une étude menée en 2013 par Abel et al. sur des sols sableux (Sol A : sol sableux provenant de la surface d'un Regosol arénique, sol B (C et D) : sol sableux (sablo-limoneux) provenant de la surface d'un Luvisol agricole	99
D.2	Impact du biochar (20 t/ha) provenant de la pyrolyse de bois sur la courbe de rétention en eau d'un sol limono-sableux agricole sous climat tempéré dans l'étude de 2 ans de Nelissen et al. (2015)	100
D.3	Impact du biochar sur la courbe de rétention en eau à court terme	100
D.4	Impact du biochar sur la courbe de rétention en eau et sur la distribution de la taille des pores (mesurée par adsorption de N ₂ , l'intrusion de mercure et la rétention en eau) dans l'étude menée par Liu et al. (2016b) sur un sol agricole en pente en Chine (S : sol contrôle, S-B : sol avec ajout de biochar)	101
F.1	Identification de la localisation de cinq postes par transect et des sondes "sentek" via l'utilisation de QGIS/ARCGIS et ENVI (suite)	106
G.1	Pycnomètre à air : schéma	107
J.1	Densité apparente mesurée des échantillons	113

K.1	Résultats des calculs de porosité du sol via mesure des densités apparente et réelle au niveau du site d'étude pour les échantillons provenant des transects à la profondeur (a) P1 (3-8 cm) et (b) P2 (13-18 cm)	115
L.1	Courbes de rétention obtenues	138
L.2	Courbes de rétention des échantillons provenant de la fosse sans biochar FR aux profondeurs P1 (3-8 cm), P2 (13-18 cm) et P3 (27-32 cm)	139
L.3	Courbes de rétention des échantillons provenant de la fosse avec biochar aux profondeurs P1 (3-8 cm), P2 (13-18 cm), P3 (27-32 cm), P4 (52-57 cm) et P5 (88-93 cm)	140
M.1	Impact du biochar au niveau du site d'étude sur la teneur en eau mesurée en laboratoire des échantillons provenant des transects entre 3 et 8 cm (P1) (suite) . .	142
M.2	Impact du biochar au niveau du site d'étude sur la teneur en eau mesurée en laboratoire des échantillons provenant des transects entre 13 et 18 cm (P2) (suite) .	143
N.1	Histogrammes de fréquence réalisés en vue de l'élimination de certaines mesures à pF 2,5 et pF 3 ayant présentées une perte de contact avec la plaque en céramique de la casserole à basse pression (suite)	146
O.1	Conductivité hydraulique à saturation des échantillons mesurée en laboratoire via un perméamètre à charge constante	147
P.1	Conductivité hydraulique à saturation des échantillons déterminée par la fonction de pédotransfert de Weynants	149
Q.1	Résultats bruts des mesures de teneurs en eau volumique par le dispositif de capteurs "sentek" installés par l'équipe de Gembloux	151
R.1	Courbes de rétention en eau utilisées pour la modélisation inverse (a) 0-10 cm (b) 10-20 cm (c) 20-40 cm (d) 40-80 cm.	153
S.1	Fonctions de densité des profils de conductivité hydraulique à saturation obtenues par modélisation inverse à l'aide de la version MATLAB de DREAM	155
T.1	Évolution des teneurs en eau à 5 cm d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm)	157
T.2	Évolution des teneurs en eau à 15 cm d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm)	157
T.3	Évolution des teneurs en eau à 25 cm d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm)	158
T.4	Évolution des teneurs en eau à 35 cm d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm)	158
T.5	Évolution du drainage cumulé d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm)	159
T.6	Évolution du ruissellement cumulé d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm)	159

T.7	Évolution de l'évaporation cumulée d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm)	160
-----	--	-----

Liste des tableaux

2.1	Différents modèles utilisés pour représenter la courbe de rétention en eau d'un sol .	6
2.2	Différents modèles utilisés pour représenter la courbe de conductivité hydraulique d'un sol	8
2.3	Gamme et moyenne des compositions élémentaires et des pH de biochar obtenu à partir de matières premières différentes (bois, déchets verts, boues d'épuration, ...) et de conditions de pyrolyse variables	11
2.4	Impact de différents types et doses de biochar sur la densité apparente et la porosité de sols de différentes textures dans diverse études à court terme	19
2.5	Impact à court terme de différents types et doses de biochar sur la réserve en eau utile de sols de différentes textures	20
2.6	Études rapportant une diminution de la conductivité hydraulique à saturation suite à l'ajout de différents types et doses de biochar (court terme)	21
2.7	Études rapportant une augmentation de la conductivité hydraulique à saturation suite à l'ajout de différents types et doses de biochar (court terme)	21
2.8	Études ne rapportant pas d'effet de différents types et doses de biochar sur la conductivité hydraulique à saturation (court terme)	21
2.9	Impact pouvant être attendu du biochar sur les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol	23
3.1	Types d'échantillons utilisés et paliers de charges matricielles réalisés en fonction du dispositif expérimental pour la détermination de la courbe de rétention	32
3.2	Fonctions de pédotransfert de Weynants associées au modèle de Van Genuchten de la courbe de rétention	35
4.1	Comparaison des teneurs en eau moyennes mesurées en laboratoire à chaque palier de charges matricielles pour les échantillons au centre des aires de faulde (C1) et à distance de celles-ci (C5) en surface (0-20 cm)	50
4.2	Résultats de la régression linéaire entre la teneur en eau volumique à différentes charges matricielles et la teneur en biochar pour les profondeurs P1 (3-8 cm) et P2 (13-18 cm)	52
4.3	Comparaison des résultats de conductivité hydraulique à saturation obtenus par modélisation inverse à l'aide du logiciel HYDRUS seul et de la version MATLAB de DREAM au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde au niveau du site d'étude	67
4.4	Paramètres du modèle de Van Genuchten de la courbe de rétention en eau et de conductivité hydraulique à saturation au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde	69
4.5	Ruissellement, évaporation et drainage cumulés durant une période de 10 jours au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde suite à la simulation d'une précipitation de 2h ayant un temps de retour de 100 ans (38,51 mm)	71
E.0	Calendrier d'occupation et de travail du sol ainsi que de l'utilisation de substances sur la parcelle étudiée	103

Liste des équations

2.1 Équation de Jurin-Laplace	5
2.2 Loi de Darcy	6
2.3 Loi de Poiseuille	7
2.4 Paramètres influençant la conductivité hydraulique	7
2.5 Définition du diamètre moyen en poids des agrégats	18
3.1 Équation de Peinman-Monteith (calcul de l'évapotranspiration potentielle)	30
3.2 Définition de la densité réelle et de son erreur absolue	31
3.3 Définition de la densité apparente et de son erreur absolue	32
3.4 Définition de la porosité et de son erreur absolue	32
3.5 Détermination de la teneur en eau volumique pour des échantillons non perturbés	33
3.6 Détermination de la teneur en eau volumique pour des échantillons non perturbés	34
3.7 Détermination du % volumique de macropores	35
3.8 Détermination de la conductivité hydraulique à saturation via l'utilisation d'un perméa- mètre	36
3.9 Détermination de la conductivité hydraulique à saturation via l'utilisation de la fonction de pédotransfert de Weynants	37
3.10 Équation de Richards	37
3.11 Détermination du coefficient de détermination	40
3.12 Détermination de l'erreur quadratique moyenne ("root mean square error")	40
3.13 Détermination du coefficient de corrélation linéaire de Pearson	41
H.1 Fonction objective utilisée par HYDRUS pour effectuer une modélisation inverse	109

Liste des acronymes, des composés chimiques ainsi que des variables et paramètres (équations)

Acronymes		NO_3^-	Nitrate
CC	Capacité au champs	O	Oxygène
CI	Condition initiale	P	Phosphore
CLI	Condition à la limite inférieure	Variables et paramètres (équations)	
CLS	Condition à la limite supérieure	α	Angle de contact [°]
CNSW	Carte numérique des sols de Wallonie	α [m ⁻¹], n [-] et m [-]	Paramètres de forme du modèle de Van Genuchten [-]
D	Durner	α_1 [m ⁻¹], n ₁ [-], m ₁ [-], α_2 [m ⁻¹], n ₂ [-], m ₂ [-] et w [-]	Paramètres de forme du modèle de Durner
DREAM	DiffeRential Evolution Adaptive Metropolis	Δ	Pente de la courbe de pression de vapeur [Pa°C ⁻¹]
ELIC	pôle Earth and climante de l'Earth and Life Institut	ϵ	Porosité [m ³ m ⁻³]
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations	γ	Constante psychrométrique [Pa°C ⁻¹]
FPT	Fonction de pédotransfert	$\hat{x}_i$	Moyenne des mesures de x [-]
GES	Gaz à effet de serre	∇H	Gradient de charge totale [m m ⁻¹]
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat	ρ_b	Densité apparente [kg m ⁻³]
IC	Intervalle de confiance à 95%	ρ_s	Densité réelle [kg m ⁻³]
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change	ρ_{eau}	Masse volumique de l'eau [kg m ⁻³]
IRM	Institut Royal Météorologique	σ	Tension superficielle [J m ⁻²]
MCMC	Markov chain Monte Carlo	σ_x	Ecart-type de x [-]
MNT	Modèle numérique de terrain	σ_{xy}	Covariance entre x et y [-]
PFP	Point de flétrissement permanent	τ	Facteur de tortuosité [-]
RNA	Réseaux de neurones artificiels	θ	Teneur en eau volumique [m ³ m ⁻³]
T	Période de retour d'un événement pluvieux [s]	θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle [m ³ m ⁻³]
VG	Van Genuchten	θ_s	Teneur en eau volumique à saturation [m ³ m ⁻³]
Composés chimiques		[argile]	Teneur en particules argileuses [% massique]
C	Carbone	[limon]	Teneur en particules limoneuses [% massique]
Ca	Calcium	[sable]	Teneur en particules sableuses [% massique]
CH ₄	Méthane	C	Capacité capillaire [m ⁻¹]
CO ₂	Dioxyde de carbone	C_d	Coefficient de vent pour la culture de référence [s m ⁻¹]
K	Potassium	C_n	Coefficient pour la culture de référence [°CPa ⁻¹]
Mg	Magnésium	C_{org}	Teneur en carbone organique [g kg ⁻¹]
N	Azote	CEC	Capacité d'échange cationique [cmol _c kg ⁻¹]
N ₂ O	Protoxyde d'azote	D	Diamètre des pores [m]
NH ₄ ⁺	Ammonium	D	Diffusivité hydraulique [m ² s ⁻¹]
NO	Monoxyde d'azote	ETP	Evapotranspiration potentielle [m]
		G	Flux de chaleur dans le sol [J m ⁻² s ⁻¹]
		g	Accélération gravitationnelle [m ² s ⁻¹]

H	Différence de charge hydraulique [m]	V_{vide}	Volume de vide [m ³]
h	Charge matricielle [m]	z	Profondeur du sol [m]
J	Densité de flux d'eau [m s ⁻¹]		
K	Conductivité hydraulique [m s ⁻¹]	E1	Echantillon provenant de l'aire de faulde 1 (3-8 cm)
K_s	Conductivité hydraulique à saturation [m s ⁻¹]	E3	Echantillon provenant de l'aire de faulde 3 (3-8 cm)
L	Hauteur d'un kopecky [m]	FB	Fosse de biochar
M_s	Masse de sol sec [kg]	FR	Fosse de référence sans biochar
M_t	Masse totale de sol [kg]	OBC	Profil de sol au centre d'une aire de faulde
MWD	Mean weight diameter (diamètre moyen pondéral) [m]	OBC2	Capteurs sentek au centre de l'aire de faulde 2
P	Précipitation [m]	OBC4	Capteurs sentek au centre de l'aire de faulde 4
pH	Potentiel hydrogène [-]	OBC5	Capteurs sentek au centre de l'aire de faulde 5
r	Rayon des pores [m]	P1	Profondeur 1 : 3-8 cm
R^2	Coefficient de détermination [-]	P2	Profondeur 2 : 13-18 cm
R_n	Radiation nette à la surface de la culture [J m ⁻² s ⁻¹]	P3	Profondeur 3 : 27-32 cm
r_p	Coefficient de Pearson [-]	P4	Profondeur 4 : 52-57 cm
RMSE	Root mean square error [-]	P5	Profondeur 5 : 88-93 cm
RU	Réserve en eau utile du sol [m ³ m ⁻³]	REF	Profil de sol à distance d'une aire de faulde (sol adjacent)
S	Surface mouillée [m ²]	REF2	Capteurs sentek à distance de l'aire de faulde 2 (sol adjacent)
Se	Taux de saturation [m ³ m ⁻³]	REF4	Capteurs sentek à distance de l'aire de faulde 4 (sol adjacent)
T	Température [°C]	REF5	Capteurs sentek à distance de l'aire de faulde 5 (sol adjacent)
t	Temps [s]		
u2	Vitesse moyenne du vent à 2m [m s ⁻¹]		
V	Volume d'eau récoltée à la burette graduée [m ³]	T2	Transect au niveau de l'aire de faulde 2
V_s	Volume de sol sec [m ³]	T4	Transect au niveau de l'aire de faulde 4
V_t	Volume total de sol [m ³]	T5	Transect au niveau de l'aire de faulde 5
$V_{macropores}$	Volume de macropores [m ³]		

1 Introduction

Dans son rapport de 2018, le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) a estimé que la température moyenne planétaire augmentait de $0,2 \pm 0,1$ °C par décennie en raison des émissions passées et actuelles de gaz à effet de serres (GES), les activités humaines ayant déjà provoqué une hausse des températures de $1 \pm 0,2$ °C au-dessus des niveaux préindustriels (IPCC, 2018). Ainsi, les impacts du réchauffement climatique global tels que la montée du niveau des mers deviendront de plus en plus conséquents. Les sols représentent le troisième plus grand réservoir de carbone après les océans et le réservoir géologique (Lal, 2004). Ils ont, par conséquent, un rôle primordial à jouer dans l'adaptation et l'atténuation du changement climatique causé par les émissions anthropiques de GES. Le secteur agricole, responsable d'environ 10 à 12 % des émissions de GES dans le monde (Smith et al., 2007), a le potentiel de réduire ses émissions grâce au stockage de carbone dans les sols et à l'augmentation de la biomasse.

D'autre part, la demande en nourriture ne cesse d'augmenter en raison d'une population grandissante. Or, les ressources agricoles en terre sont limitées. En outre, les surfaces cultivables se détériorent à cause de l'urbanisation et autres activités humaines (Laghari et al., 2016). Ainsi, une intensification agricole peut mener à une dégradation du sol provoquant une diminution des rendements (Stockdale et al., 2002). En effet, l'agriculture conventionnelle peut conduire à une perte en matière organique et à la dégradation de la structure du sol, réduisant par conséquent la capacité de rétention en eau et les réserves en nutriments (FAO, 2003).

Par ailleurs, l'eau est la ressource naturelle la plus exploitée à l'échelle mondiale selon l'Organisation des Nations Unies (un.org¹, consulté le 14/11/2018). En effet, une pénurie en eau affecte plus de 40% de la population mondiale et on estime que ce pourcentage risque d'augmenter. L'agriculture constitue le principal secteur de consommation d'eau à l'échelle de la planète et est à l'origine de 70% des prélèvements mondiaux en eau douce, contribuant ainsi de manière non négligeable à la pénurie d'eau (FAO, 2012 et fao.org², consulté le 14/11/2018).

Le biochar, résidu solide de la pyrolyse de biomasse, constitue une des solutions envisagées pour ces différents problèmes. Lors de la pyrolyse, la conversion de la matière organique en biochar augmente considérablement la récalcitrance du carbone de la biomasse. De par sa récalcitrance chimique intrinsèque et de par ses interactions avec les particules de sol, le biochar possède un temps de résidence dans le sol se mesurant en centaines voire milliers d'année (Verheijen et al., 2010). Ainsi, l'incorporation de biochar dans un sol constitue une alternative prometteuse pour séquestrer du carbone et par conséquent atténuer le changement climatique.

De par ses propriétés, le biochar une fois incorporé au sol va modifier les propriétés de ce dernier. En effet, le biochar peut également être utilisé comme amendement afin d'améliorer la fertilité physique, chimique et biologique du sol via notamment l'ajout de matière organique intrinsèque ainsi que l'amélioration de la structure du sol et de la rétention en nutriments et en eau (Laghari et al., 2016). Par conséquent, l'application de biochar dans un champ permet d'améliorer la performance agricole tout en diminuant l'apport d'engrais. Ainsi, le biochar constitue une des possibles solutions pour accroître la production agricole, améliorer l'efficacité de l'utilisation de l'eau en agriculture et lutter contre le dérèglement climatique.

1. <http://www.un.org/fr/sections/issues-depth/water/index.html>

2. http://www.fao.org/nr/water/aquastat/water_use/indexfra.stm

Cependant, la majorité des recherches effectuées sur la technologie biochar se sont focalisées sur les effets de ce dernier à court terme ainsi que sous climat équatorial et tropical. Le projet "CHAR" mené au sein de l'Université de Liège porte son attention sur les effets agronomiques et environnementaux d'un amendement en biochar à long terme sous climat tempéré afin d'établir l'efficacité et la durabilité de cette agro-technologie. Ce projet étudie les effets de l'accumulation de biochar préindustriel dans le sol sur le stockage de carbone, le cycle des nutriments et de l'eau ainsi que sur le potentiel agronomique.

Pour réaliser ce projet, un agriculteur (Alexandre Godfrind) a mis à disposition son champ présentant des tâches noirâtres enrichies en biochar vieux de plus de 200 ans appelées aires de faulde. Au 18^e siècle, le charbon de bois, analogue du biochar, était utilisé comme combustible au niveau des hauts fourneaux wallons (Hardy, 2017) et était produit *in situ* localement. Aujourd'hui, ces sites de production dénommés "aires de faulde" sont extrêmement nombreux en Wallonie et contiennent une haute teneur en charbon de bois/biochar préindustriel. Ils sont dès lors très intéressants pour étudier les effets à long terme du biochar sous climat tempéré.

C'est dans le cadre du projet "CHAR" que s'inscrit ce mémoire. L'objectif de ce dernier est d'évaluer l'impact du biochar à long terme sur les propriétés physiques et hydrodynamiques du sol au niveau d'une parcelle agricole ainsi que sur les flux et stocks d'eau. Ainsi, des échantillons ont été prélevés et des capteurs installés dans le champ de M. Godfrind afin de déterminer la variation des propriétés physiques et hydrodynamiques en fonction de la teneur en biochar datant du 18^e siècle. Ces résultats ont été utilisés ensuite pour évaluer par modélisation l'impact du biochar sur les flux et stocks d'eau.

Ce mémoire est divisé en 5 parties. Il débute par une revue bibliographique reprenant une description des différentes propriétés physiques et hydrodynamiques ainsi que des différentes méthodes pour les évaluer. La revue bibliographique présente également l'état de la littérature scientifique sur la technologie biochar. Ensuite, les différents matériels et méthodes utilisés pour les expériences sont décrits. La troisième section présente et développe les résultats obtenus et une discussion de ces résultats. Enfin, ce rapport se clôture avec une conclusion générale accompagnée de perspectives sur le sujet.

2 Revue bibliographique

2.1 Propriétés physiques et hydrodynamiques du sol

Cette sous-section décrit les propriétés physiques et hydrodynamiques importantes des sols qui sont utilisées à maintes reprises dans ce rapport. La connaissance de ces propriétés permet de comprendre le fonctionnement hydrologique global d'un profil de sol. Ainsi, leur détermination demeure indispensable à la compréhension des éventuels effets de l'application de particules de biochar dans un sol sur le comportement hydrique de ce dernier. De plus, ces propriétés impactent directement la croissance des plantes. En effet, elles influencent la résistance mécanique du sol ainsi que la disponibilité en air et en eau au sein de la zone racinaire.

Les propriétés physiques d'un sol ayant un impact sur son comportement hydrologique sont la texture, la structure, la densité³ réelle (ρ_s [kg/m³]), la densité apparente (ρ_b [kg/m³]), la porosité (ϵ [m³/m³]) et le spectre de porosité. L'ensemble de ces propriétés influencent les deux propriétés hydrodynamiques élémentaires que sont la courbe de rétention en eau et la courbe de conductivité hydraulique.

2.1.1 Texture et structure

La texture d'un sol correspond aux proportions massiques relatives de particules sableuses (entre 50 μm et 2 mm), limoneuses (entre 2 μm et 50 μm) et argileuses (inférieures à 2 μm). La structure, quant à elle, fait référence à l'organisation et la disposition des particules entre elles ainsi qu'aux vides qui en résultent (Ghezzehei, 2012). Il s'agit d'une organisation hiérarchique dynamique où les plus petites particules se lient ensemble pour en former, petit à petit, des plus grosses. La structure affecte la plupart des processus physiques, chimiques et biologiques au sein d'un sol tels que le transport et le stockage de liquides, de gaz et de chaleur, la pénétration et prolifération des racines, la vie microbienne ainsi que la décomposition et le stockage de la matière organique du sol.

La texture et la structure influencent le comportement de tout sol. L'ensemble des autres caractéristiques physiques et hydrodynamiques du sol dépendent de sa texture et de sa structure.

2.1.2 Densité réelle et apparente

La densité réelle est définie comme le rapport entre la masse de sol à l'état sec et le volume de la phase solide tandis que la densité apparente du sol est définie comme la masse à l'état sec d'une unité de volume de sol non perturbé (Ghezzehei, 2012). Une densité apparente élevée implique soit un compactage, soit une teneur élevée en sable.

3. Dans ce mémoire, la densité est utilisée comme synonyme de la masse volumique.

2.1.3 Porosité et spectre de porosité

La porosité d'un sol est la proportion du volume de sol n'étant pas occupé par un solide. Elle se définit par le rapport entre le volume de vide et le volume de sol sec. Il s'agit d'une mesure de la fraction du volume total de sol occupé par les pores et est directement liée à la densité apparente (Ghezzehei, 2012). L'espace poral est occupé par l'eau et l'air. Il permet le stockage de l'eau et des nutriments en solution, ainsi que leurs mouvements. Une texture argileuse est généralement caractérisée par une porosité totale plus élevée qu'un sol limoneux, lui-même caractérisé par une porosité supérieure à un sol sableux.

Le spectre de porosité constitue la proportion relative de la taille des pores d'un sol. Un sol sableux possède un spectre de porosité centré sur des pores de grande taille (macropores). En contrepartie, un sol argileux possède une proportion élevée de pores de petite taille (micropores), un sol limoneux étant dominé par des pores de taille intermédiaire (mésopores).

2.1.4 Courbe de rétention en eau

La courbe de rétention en eau d'un sol, illustrée via la figure 2.1, relie la quantité d'eau retenue et son état énergétique. Elle représente l'évolution de la teneur en eau volumique θ [m^3/m^3] en fonction de la charge matricielle h [m] et peut être définie comme la quantité d'eau retenue dans le sol à l'équilibre pour une certaine charge matricielle. Dans ce rapport, la charge matricielle, aussi dénommée succion, est exprimée en valeur absolue. Plus la charge matricielle appliquée au sol est élevée, plus la teneur en eau est faible.

La courbe de rétention dépend fortement de la texture du sol. La structure du sol ayant un impact essentiellement sur la macroporosité et mésoporosité, elle influence également la courbe de rétention pour des charges matricielles proches de 0. D'autres facteurs ont également un impact, tels que la teneur en matière organique.

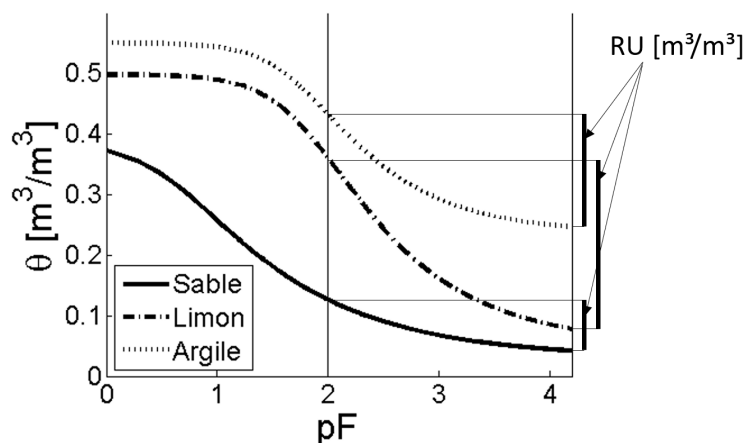


FIGURE 2.1 – Courbes de rétention en eau d'un sol pour des sols ayant une texture sableuse, limoneuse et argileuse. La réserve en eau utile, pour chacune des trois textures, est représentée en prenant pour capacité au champ et point de flétrissement permanent une valeur de pF ($=\log(h)$ où h est exprimée en cm) respectivement de 2 et 4,2 (figure personnelle).

La courbe de rétention en eau délivre plusieurs informations sur les caractéristiques et propriétés du sol :

- la teneur en eau à saturation : elle correspond à la porosité totale en l'absence d'air piégé.
- le point d'entrée d'air : il représente la charge matricielle pour laquelle le plus grand pore se vide.
- la réserve en eau utile : elle constitue, par définition, la quantité d'eau disponible pour une plante. Il s'agit de la quantité d'eau libérée entre la "capacité au champs (CC)" et le "point de flétrissement permanent (PFP)". La capacité au champs se définit comme la teneur en eau volumique après ressuyage d'un sol saturé pendant 48h. Elle correspond typiquement à une charge matricielle comprise entre 100 cm ($pF = 2$)⁴ et 316,2 cm ($pF = 2,5$) selon le type de sol. Le point de flétrissement permanent correspond à la teneur en eau volumique à laquelle un végétal subit un flétrissement irréversible (15 850 cm, $pF=4,2$). Ces deux charges matricielles (respectivement $pF=2-2,5$ et $pF=4,2$) sont les limites entre lesquelles la plante peut prélever de l'eau dans le sol.
- le spectre de porosité : tandis que la porosité et la densité apparente sont des mesures du volume total de pores, la courbe de rétention est une mesure de la distribution volumique de la taille des pores (Ghezzehei, 2012). Un sol sableux (macroporosité prédominante) a tendance à perdre toute son eau pour de faibles charges matricielles tandis qu'un sol argileux (microporosité élevée) retient son eau jusqu'à des charges matricielles élevées. Un sol limoneux (mésoporosité élevée), pour sa part, constitue un cas intermédiaire. Il existe, par conséquent, un lien étroit entre la courbe de rétention en eau et la distribution de la taille des pores d'un sol. En dérivant la courbe de rétention et en transformant l'axe des abscisses de charge matricielle en rayon des pores via l'équation 2.1 de Jurin-Laplace, on obtient le spectre de porosité, tel qu'illustré via la figure 2.2.

$$h = \frac{4\sigma \cos(\alpha)}{\rho_{eau}gd} \quad (2.1)$$

Où h est la charge matricielle [m], σ la tension superficielle de l'eau [J/m^2], α l'angle de contact solide-eau [$^\circ$], ρ_{eau} la masse volumique de l'eau [kg/m^3], g l'accélération gravitationnelle [m/s^2] et d le diamètre des pores [m].

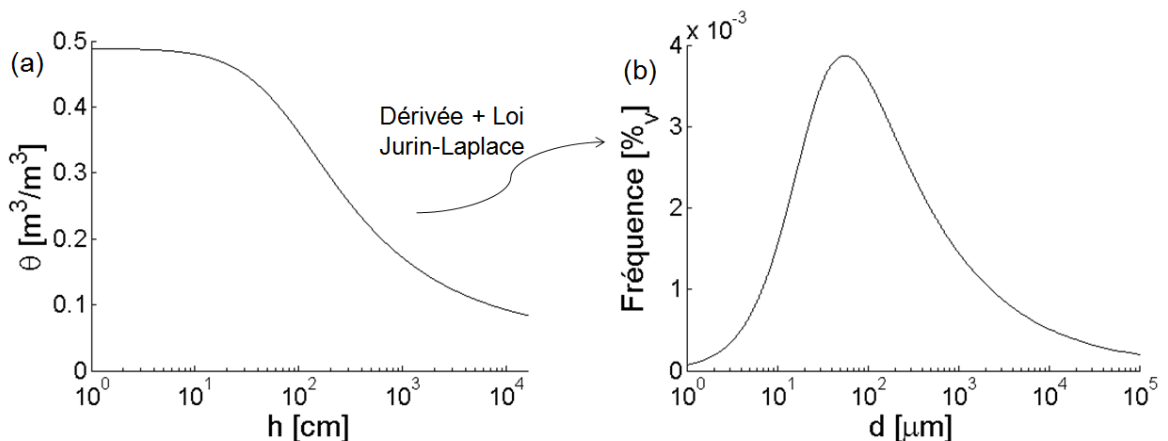


FIGURE 2.2 – Spectre de porosité (b) dérivé d'une courbe de rétention (a) (figure personnelle)

4. $pF = \log(|h|)$ où h est la charge matricielle en cm

Plusieurs modèles existent afin de représenter la courbe de rétention en eau d'un sol (Tab. 2.1). Le modèle de Van Genuchten (VG) constitue actuellement celui le plus utilisé. Le modèle proposé par Durner (D) divise le système poral du sol en deux régions en utilisant les fonctions de VG pour chaque région et en superposant par sommation les fonctions de chaque région. Par conséquent, il est utilisé lorsque le sol présente un spectre de porosité bimodal. Étant donné sa simplicité, le modèle de Brooks et Corey est souvent utilisé dans des modèles numériques de simulation des écoulements.

TABLE 2.1 – Différents modèles utilisés pour représenter la courbe de rétention en eau d'un sol

Modèles et sources	Équations	Paramètres
Van Genuchten (1980)	$Se = [\frac{1}{1+(\alpha h)^n}]^m$	$\theta_r, \theta_s, \alpha, n, m$
Durner (1994)	$Se = w_1((\frac{1}{1+(\alpha_1 h)^{n_1}})^{m_1}) + (1 - w_1)((\frac{1}{1+(\alpha_2 h)^{n_2}})^{m_2})$	$\theta_r, \theta_s, \alpha_1, n_1, m_1, \alpha_2, n_2, m_2, w_1$
Brooks et Corey (1964)	$\begin{cases} 1 & \text{pour } h \leq h_b \\ (\frac{h}{h_b})^{-\lambda} & \text{pour } h > h_b \end{cases}$	h_b, λ
Kosugi (1996)	$Se = Q \frac{\ln(h/h_m)}{\sigma}$	Q, σ, h_m
Fredlund et Xing (1994)	$Se = \left(\frac{1}{\ln(e+(h/a)^n)} \right)^m$	e, a, n, m

Avec $Se = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$ le taux de saturation en eau [m^3/m^3] et h la charge matricielle [m]

Modèle de Van Genuchten et de Durner : les paramètres α , α_1 et α_2 représentent l'inverse du point d'entrée d'air [m^{-1}], les paramètres n , n_1 , n_2 , m ($=1-\frac{1}{n}$), m_1 ($=1-\frac{1}{n_1}$) et m_2 ($=1-\frac{1}{n_2}$) des coefficients liés à la distribution de la taille des pores [-] et w_1 un paramètre quantifiant le volume relatif occupé par les deux classes de porosités [-].

Modèle de Brooks et Corey : h_b fait référence à la charge matricielle du point d'entrée d'air [m] et λ est un indice de distribution de la taille des pores [-].

Modèle de Kosugi : Q représente la fonction de distribution normale complémentaire [-], h_m et σ des paramètres du modèle [-].

Modèle de Fredlund et Xing : e est le nombre d'Euler, aussi appelée constante de Néper, a , n et m sont des paramètres du modèle [-].

2.1.5 Courbe de conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique K [m/s] correspond à la densité de flux d'eau J [m/s] pour un gradient de charge total unitaire ∇H [m/m], telle qu'illustré par l'équation 2.2 (Ghezzehei, 2012). En d'autres termes, c'est une mesure de la facilité avec laquelle l'eau se déplace dans le sol. La conductivité hydraulique varie avec la charge matricielle, et par conséquent avec la teneur en eau volumique. La courbe de conductivité (Fig. 2.3) représente ces relations. Une conductivité hydraulique trop faible empêche la plante de puiser l'eau à la vitesse qu'elle souhaite.

$$J = K(h)\nabla H \quad (2.2)$$

À saturation, la conductivité hydraulique (K_s) dépend fortement de la présence et du maintien d'une macroporosité et par conséquent de la structure. Elle dépend également de la texture. Les sols sableux, en raison d'une macroporosité élevée, possèdent une conductivité hydraulique plus élevée que les sols limoneux et argileux. En effet, les sols argileux sont caractérisés généralement par une conductivité hydraulique à saturation variant de 1 à 10 mm/h, limoneux de 10 à 50 mm/h et sableux de 140 à 500 mm/h selon le département de l'agriculture des États-Unis (<https://cutt.ly/uyNReQ>⁵, consulté le 23/05/2019). Selon Hillel (1998), ces gammes de valeurs sont de 10^{-4} à 10^{-2} mm/h (sol argileux), de 10^{-2} à 1 mm/h (sol limoneux) et de 10 à 1000 m/s (sol sableux) pour des sols non structurés.

En revanche, lorsque le sol est relativement sec (charge matricielle fortement négative), les sols sableux, en raison de leur faible microporosité, possèdent une conductivité hydraulique plus faible que les sols limoneux et argileux. Ainsi, la courbe de conductivité des sols sableux peut croiser celle des sols limoneux et argileux (Fig. 2.3).

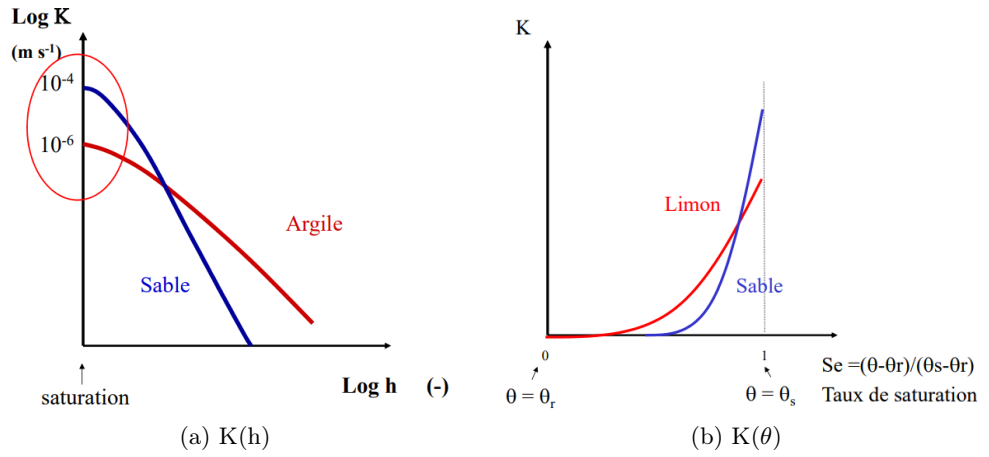


FIGURE 2.3 – Courbe de conductivité : conductivité hydraulique en fonction de (a) la charge matricielle (b) la teneur en eau volumique (Javaux et Bielders, 2017)

En combinant la loi de Darcy (Éq. 2.2) et celle de Poiseuille (Éq. 2.3), on obtient une nouvelle expression (Éq. 2.4). Cette dernière montre que la conductivité hydraulique est fonction de l'accélération gravitationnelle (g [m/s^2]), des caractéristiques du liquide (masse volumique ρ_{eau} [kg/m^3] et viscosité dynamique μ [Pa s]) ainsi que des caractéristiques du milieu poreux (rayon r [m] et tortuosité τ [-]).

$$J = \frac{\rho_{eau} g r^2}{\mu \tau} \nabla H \quad (2.3)$$

$$K = \frac{\rho g r^2}{\mu \tau} \quad (2.4)$$

Tout comme pour les courbes de rétention en eau, différents modèles permettent d'approximer la courbe de conductivité du sol (Tab. 2.2). Le modèle de Mualem-Van Genuchten possède plusieurs paramètres en commun avec le modèle de VG de la courbe de rétention. C'est pourquoi il est

5. https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/office/ssr10/tr/?cid=nrcs144p2_074846

fréquemment utilisé. Le modèle de Durner est bien adapté à une double porosité du sol. La simplicité du modèle de Brooks et Corey le rend également attractif.

TABLE 2.2 – Différents modèles utilisés pour représenter la courbe de conductivité hydraulique d'un sol

Modèles et sources	Équations	Paramètres
Van Genuchten (1980)	$K = K_s (Se^\lambda (1 - (1 - Se^{\frac{n}{n-1}})^m)^2)$	$K_s, \lambda, \theta_r, \theta_s, \alpha, n, m$
Durner (1994)	$K = K_s \frac{(w_1 Se_1 + w_2 Se_2)^\lambda}{w_1 \alpha_1 + w_2 \alpha_2} [w_1 \alpha_1 (1 - (1 - Se_1^{\frac{n_1}{n_1-1}})^{m_1})^2 + w_2 \alpha_2 (1 - (1 - Se_2^{\frac{n_2}{n_2-1}})^{m_2})^2]$ où $Se_1 = (\frac{1}{1 + (\alpha_1 h)^{n_1}})^{m_1}$ et $Se_2 = (\frac{1}{1 + (\alpha_2 h)^{n_2}})^{m_2}$	$K_s, \lambda, \theta_r, \theta_s, \alpha_1, n_1, m_1, \alpha_2, n_2, m_2, w_1$
Brooks et Corey (1964)	$K = K_s Se^{\frac{\lambda}{2+3\lambda}}$	K_s, h_b, λ
Gardner (1957)	$K = K_s (1 + b h ^n)^{-1}$	K_s, b, n

λ [-] représente le facteur de tortuosité dans les modèles de Van Genuchten et de Durner, un indice de distribution de la taille des pores dans le modèle de Brooks et Corey, b et n sont des paramètres pour le modèle de Gardner [-].

2.2 Biochar

Cette sous-section passe en revue les connaissances actuelles concernant la technologie biochar. Tout d'abord, une définition claire de ce qu'est le biochar est donnée. Ensuite, une introduction à la méthodologie de production est décrite, suivie d'une description des propriétés et caractéristiques attendues des particules de biochar ainsi que d'un aperçu de la production wallonne ancestrale du biochar. Le cinquième point présente brièvement les divers usages du biochar. L'effet amendement à court et long termes sous divers climats est développé au niveau du sixième et dernier point via quatre volets : amélioration des propriétés chimiques, des propriétés physiques et hydrodynamiques, des propriétés biologiques ainsi que de la croissance des plantes. Étant donné que l'objectif du mémoire est de caractériser l'impact du biochar sur la qualité physique et hydrodynamique du sol, l'amélioration des propriétés physiques et hydrodynamiques constitue une partie plus développée. Cependant, l'ensemble des propriétés du sol étant lié les unes aux autres, un aperçu de l'impact du biochar sur l'ensemble des propriétés est donné.

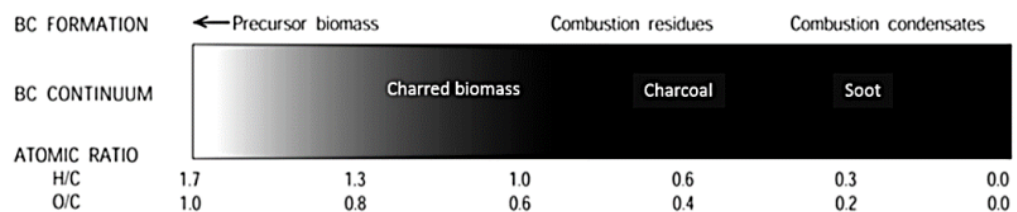
2.2.1 Définitions

Biochar, "Black carbon", charbon de bois, suie sont chacun des termes avec une signification proche, mais différente.

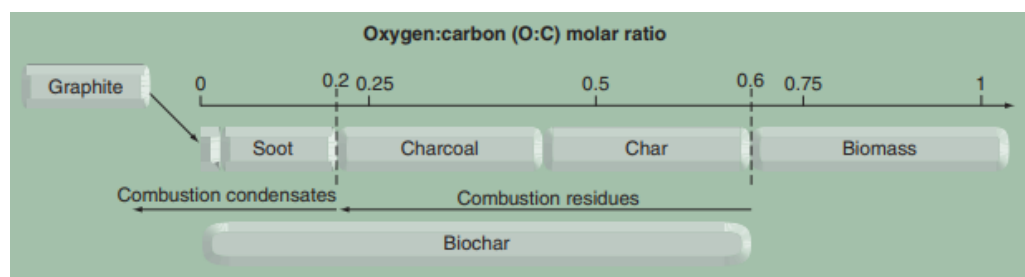
"Black carbon" ou **carbone pyrogénique** désigne le résidu carboné solide issu d'une combustion incomplète ou pyrolyse de biomasse et combustible produit naturellement (feux de forêt) ou intentionnellement par l'homme (Goldberg, 1985 ; Hammes et al., 2007). Il s'agit d'un continuum de produits allant de la biomasse légèrement carbonisée aux condensats hautement réfractaires

(Fig. 2.4(a)). Aucun consensus clair n'existe sur les limites de discrétisation de cette gamme de produits (Schmidt et Noack, 2000), bien que ceux-ci présentent des compositions et propriétés différentes (Fig. 2.4(c)). Hedges et al. (2000) propose une classification quantitative du continuum basée sur le ratio molaire oxygène sur carbone (O : C), telle qu'illustrée via la figure 2.4(b). Reisser et al. (2016) ont estimé que le réservoir de "black carbon" représente en moyenne 13,7% du contenu en carbone organique du sol.

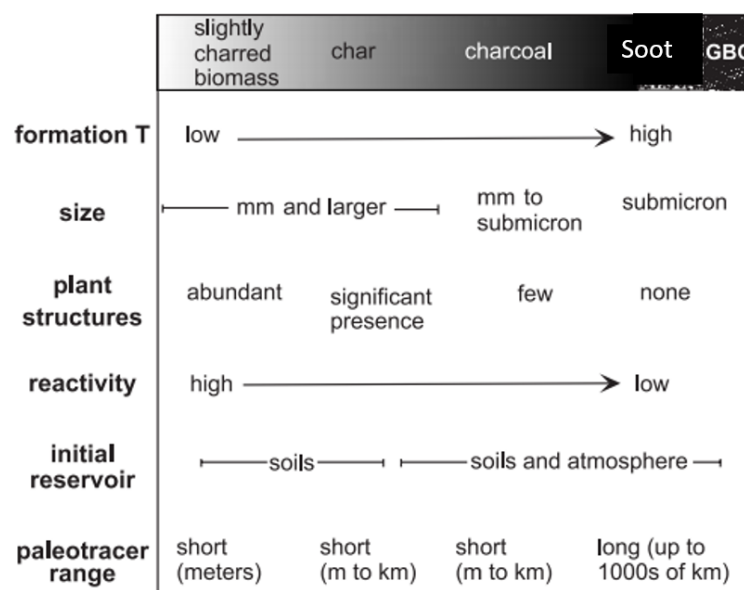
Le **biochar** se définit comme étant le résidu solide d'une combustion incomplète ou pyrolyse de biomasse, intentionnellement produit par l'homme afin d'être amendé au sol dans un but de bénéfice environnemental et/ou agronomique. Il s'agit d'un type de "Black carbon" et diffère du charbon de bois de par son but de production, le charbon de bois étant fabriqué dans le but d'être utilisé comme combustible domestique ou industriel (Spokas, 2010 ; Reisser et al., 2016).



(a) "Black carbon" continuum



(b) "Black carbon" continuum : discrétisation



(c) Propriétés des classes du "Black carbon"

FIGURE 2.4 – Représentation (a) du "Black carbon" continuum (Hammes et al., 2007), (b) de la discrétisation proposée par Hedges et al. (2000) (Spokas et al., 2010) et (c) des propriétés des différentes classes (Masiello, 2004)

2.2.2 Méthodologie de production

La pyrolyse constitue le mécanisme de production de biochar le plus répandu. Il s'agit d'un processus de décomposition de la biomasse via une augmentation importante de sa température ($>350^{\circ}\text{C}$) en l'absence d'oxygène (Yaman, 2004, Bridgwater, 2012 et Cha et al., 2016). La lignine, la cellulose et l'hémicellulose sont les trois composés majeurs au sein de la biomasse. Sous des conditions élevées de température, ces trois composés subissent chacun une série de réactions incluant réticulation, dépolymérisation et fragmentation menant à des produits solides (biochar), liquides (bio-oil) et gazeux (bio-syngas ou syngas) (Fig. 2.5).

La qualité du biochar et le rendement de sa production sont influencés par les conditions de la pyrolyse et le type de biomasse utilisé (Cha et al., 2016, Tripathi et al., 2016). La température est le paramètre le plus important. Une augmentation de la température implique une augmentation de l'aromatization suivie d'une condensation des arômes (purification du produit), telle qu'illustrée via la figure 2.6. Les pourcentages d'oxygène et d'hydrogène diminuent tandis que celui du carbone augmente. Élever la température de pyrolyse résulte en une augmentation des pertes dans le syngas et donc en une diminution du rendement de production de biochar. Une vitesse de chauffage élevée, un temps de résidence à la même température trop élevé, une pression trop faible, une humidité trop élevée ainsi qu'une taille de particules trop faible amènent à une diminution de ce rendement (Tripathi et al., 2016). La teneur en lignine, cellulose et hémicellulose (type de biomasse utilisé) influencent également le rendement (Lathouwers et Bellan, 2001 et Sharypov et al., 2008). La figure 2.5 illustre les rendements typiques obtenus après deux types de pyrolyse différents.

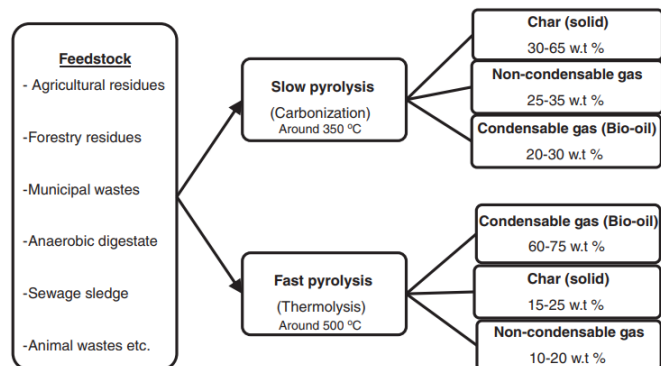


FIGURE 2.5 – Rendements typiques obtenus après une pyrolyse rapide à haute température et une pyrolyse lente à basse température (Al-Wabel et al., 2017)

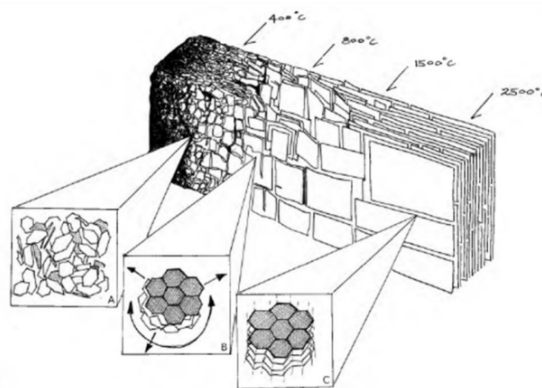


FIGURE 2.6 – Impact de la température de pyrolyse sur l'aromatization et la condensation des arômes du résidu solide de la pyrolyse (Chia et al., 2015)

2.2.3 Caractéristiques et propriétés

Les caractéristiques du biochar sont extrêmement variables, telles qu'illustrées par le tableau 2.3. Elles varient principalement en fonction des conditions de pyrolyse (température, temps de résidence,...) et du type de biomasse pyrolysée (bois, résidus de culture, fumier, déchets organiques, boues d'épuration, ...). Par conséquent, il existe une grande diversité concernant la composition et les propriétés du biochar. La figure 2.9 reprend les différentes propriétés intéressantes du biochar qui seront discutées par la suite.

Le biochar, caractérisé par une couleur noire (Fig. 2.7), ne possède pas de structure chimique précise, mais plutôt une diversité de structures. L'annexe A illustre cette diversité. Cependant, le biochar présente toujours un contenu en carbone élevé et une dominance de structures aromatiques (Masiello, 2004 ; Reisser et al., 2016). Au plus le biochar comporte de structures aromatiques, au plus il est stable chimiquement et par conséquent, au plus il est résistant à la dégradation.

TABLE 2.3 – Gamme et moyenne des compositions élémentaires et des pH de biochars obtenus à partir de matières premières différentes (bois, déchets verts, boues d'épuration, ...) et de conditions de pyrolyse variables (Verheijen et al., 2010)

Unités	pH	C	N	$\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$	C : N	P	P disponible	K
	[-]	[g/kg]	[g/kg]	[mg/kg]	[-]	[g/kg]	[g/kg]	[g/kg]
Varie de	6,2	172	1,7	0,0	7	0,2	0,015	1,0
à	9,6	905	78,2	2,0	500	73,0	11,6	58,0
Moyenne	8,1	543	22,3	-	61	23,7	-	24,3

C signifie carbone, N azote, NO_3^- nitrate, NH_4^+ ammonium, P phosphore et K potassium



(a) Représentation de différents sols, celui à droite possède une teneur en biochar élevée (Lehmann, 2007a)



(b) Gauche : profil d'un Ferrasol typique. Droite : profil d'un sol enrichi en charbons de bois (terra preta) (Glaser et al., 2001)

FIGURE 2.7 – Illustration de la couleur noire de sols enrichis en biochar

La composition chimique complexe et hétérogène du biochar s'étend également à sa surface. En effet, les ruptures et réarrangements opérés durant la pyrolyse résultent en la formation de nombreux groupements fonctionnels (-hydroxyl, -amino, -cétone, -ester, -carboxyl, ...) à la surface des pores (Verheijen et al., 2010). Certains de ces groupements agissent en tant que donneurs d'électrons, d'autres en tant qu'accepteurs, ce qui se traduit par des zones coexistantes locales en surface basiques et acides, hydrophiles et hydrophobes (Amonette et Joseph, 2009).

Au niveau des propriétés chimiques, le biochar est généralement caractérisé par un pH neutre à légèrement basique (Fig. 2.3) et une capacité d'échange cationique (CEC) variable. En effet, la CEC des particules de biochar peut varier de négligeable à plus de 40 cmol_c/kg (Lehmann, 2007b). Le pH et la CEC augmentent avec la température de production.

Les caractéristiques physiques du biochar correspondent directement à sa structure physique, c'est-à-dire son aire spécifique de surface, sa porosité, sa distribution de la taille des pores et sa densité apparente. Downie et Crosky ont constaté que la densité apparente du biochar est directement reliée et plus faible que celle du matériau de base avant pyrolyse (Fig.2.8). Cette diminution de la densité apparente avec la pyrolyse peut s'expliquer par une augmentation de la porosité. En effet, une partie de la masse du matériau, lors de la pyrolyse, est volatilisée provoquant ainsi un retrait, une diminution du volume. Cependant, ce retrait n'est pas proportionnel à la perte de masse. Une partie de la structure du matériau de base, du squelette carboné, est conservée et contribue majoritairement à la macroporosité caractéristique du biochar obtenu (Wildman et Derbyshire, 1991). La macroporosité peut également provenir de la macrofissuration de la biomasse durant la pyrolyse provoquée par des contraintes de retrait générées par la décomposition plus rapide de la surface du matériau par rapport à son intérieur (Brown et al., 2006). Lors de la pyrolyse s'opèrent l'aromatization et la condensation des arômes occasionnant une croissance de feuillets de carbone aromatique conjugué arrangés de manière turbostratique (Fig 2.6), qui est d'autant plus grande que la température maximum de pyrolyse est élevée. Cet arrangement en feuillets génère des espaces (pores) entre les couches allant jusqu'à l'échelle subnanométrique. Cette porosité subnanométrique, d'autant plus grande que la température de production est élevée, génère une surface spécifique élevée caractéristique des résidus solides pyrolysés. Ainsi, le biochar est caractérisé par une distribution de la taille des pores très hétérogène allant de l'échelle subnanométrique à celle de la dizaine de micromètres des structures cellulaires partiellement préservées (Brewer et al., 2014). La figure 2.10 illustre l'impact d'une augmentation de la température de pyrolyse sur les propriétés physiques du biochar.

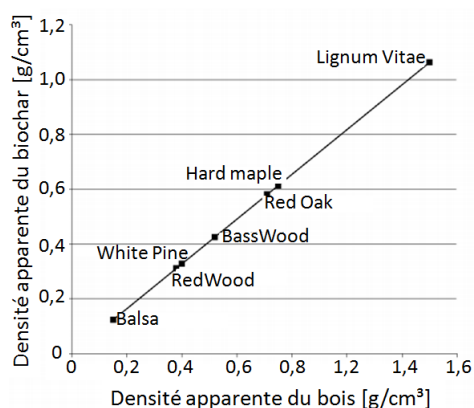


FIGURE 2.8 – Relation entre la densité apparente du biochar et de la biomasse avant pyrolyse (Downie et Crosky, 2009)

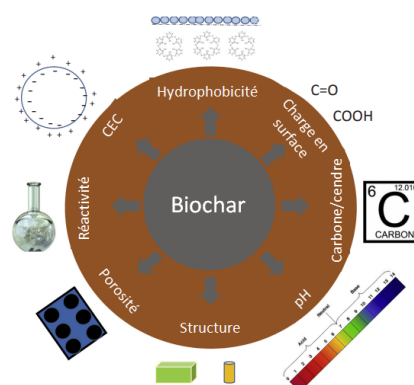


FIGURE 2.9 – Propriétés physico-chimiques du biochar (Kavitha et al., 2018)

Les propriétés du biochar varient également avec le temps dans le sol en raison d'une oxydation progressive de la surface des particules. En effet, Puri (1970) ainsi que Cheng et al. (2006) indiquent que le vieillissement des particules de biochar ("biochar aging") provoque progressivement la chimisorption de l'oxygène au niveau de la surface de ces particules occasionnant ainsi une augmentation de la formation de groupements fonctionnels en surface (carboxylique et phénolique en

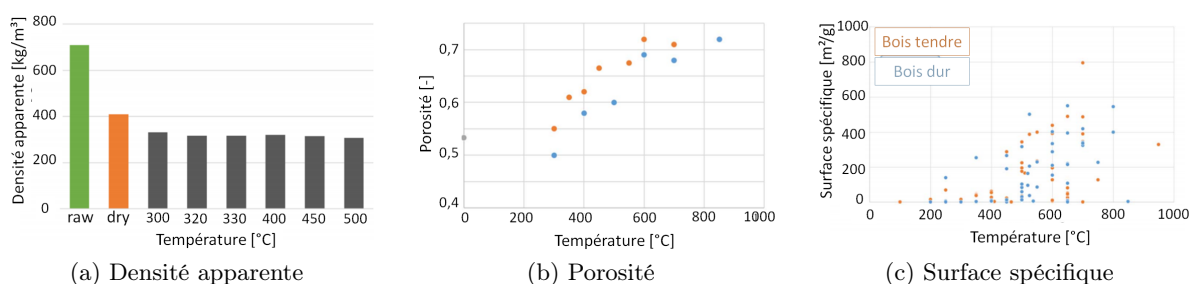


FIGURE 2.10 – Impact de la température de production sur les propriétés physiques du biochar (Weber et Quicker, 2018)

majorité). Ce phénomène se caractérise par une augmentation du ratio O : C telle qu’observée par Cheng et Lehmann (2009). Il se traduit en surface d’une part par une augmentation de l’acidité résultant en une diminution du pH, d’autre part par une augmentation des charges négatives entraînant une augmentation de la CEC (Cheng et Lehmann, 2009). L’oxygénation de la surface du biochar provoque également une augmentation de la polarité de la surface, favorisant ainsi les associations organo-minérales (Criscuoli et al., 2014; Kleber et al., 2015).

2.2.4 Production de charbon de bois en Wallonie à l’époque préindustrielle (aires de faulde)

De par son pouvoir calorifique élevé et ses propriétés réductrices, le charbon de bois constitue un combustible domestique et industriel depuis très longtemps (plus de 38 000 ans selon Antal et Grønli (2003)), très utilisé notamment au niveau de l’industrie métallurgique. En 2009, la production mondiale annuelle de charbon de bois s’élevait selon la FAO à $47 \times 10^6 \text{ m}^3$, l’Afrique comptant pour 63%, l’Amérique latine ainsi que les Caraïbes pour 18,7% et l’Asie pour 15,7% (Steierer, 2011). Dans les pays en développement, le charbon de bois est fabriqué principalement *in situ* via la technique de carbonisation en meule ("earthmound kilns") (Schenkel et al., 1998; Steierer, 2011).

À l’époque préindustrielle (fin du 18^e siècle), la Wallonie disposait de nombreux hauts fourneaux fonctionnant au charbon de bois (Hansotte, 1980). Plus précisément, le charbon de bois était utilisé pour la fusion du minerai et pour l’affinage de la fonte (Hardy et Dufey, 2015). Par conséquent, de grandes quantités de bois étaient requises afin de produire ce charbon de bois et de suppléer cette demande. En effet, Hardy (2017) a estimé qu’avec une rotation forestière de 20 ans, l’industrie de l’acier préindustrielle nécessitait 325 000 ha de forêt pour satisfaire la demande, ce qui représente 75% des zones forestières de l’époque (carte Ferraris 1770-1778). La production commença à diminuer à partir des années 1830 en raison d’une substitution progressive du charbon de bois par de la coke avant de disparaître dans les années 1960 (Evrard, 1956).

En Wallonie, le charbon de bois fut produit via la méthode de carbonisation en meule *in situ* afin de minimiser les besoins en transport, la pyrolyse s’accompagnant d’une perte importante en poids et en volume (Hoyois, 1953). Cette méthode est brièvement décrite au niveau de l’annexe B. Contrairement à la pyrolyse effectuée dans des conditions contrôlées, la pyrolyse *in situ* réalisée lors de la carbonisation en meule n’est pas totalement exempte d’oxygène, une faible quantité

d'air étant nécessaire à la circulation des gaz dans la structure. Ainsi, le charbon de bois produit par cette méthode peut différer en terme de qualité par rapport au biochar produit en industrie dans la même gamme de température (Hardy, 2017).

Aujourd'hui, les sites de production préindustrielle de charbon de bois dénommés "aires de faulde" sont nombreux. Hardy (2017) a estimé le nombre total de sites par télédétection à 450 000 en Wallonie, 70% étant situé en forêt, 20% dans des zones agricoles et 10% dans des zones artificialisées. Ces aires de faulde sont caractérisées par un horizon noir en surface dans lequel on retrouve des résidus de charbon laissés sur site après pyrolyse. L'enrichissement de la couche de surface en charbon, la préparation du site et la pyrolyse effectuée à même le sol (haute température) constituent des perturbations majeures affectant le sol localement (Hardy, 2017). Ainsi, les aires de faulde wallonnes constituent une opportunité unique d'étudier les impacts du charbon de bois et plus globalement des produits carbonés pyrolysés à buts agronomique et environnemental (biochar) sur les propriétés du sol à long terme.

2.2.5 Utilisations

La technologie "biochar" constitue une stratégie "win-win-win" puisqu'elle permet de produire de l'énergie renouvelable à partir de la pyrolyse de biomasse, d'atténuer le dérèglement climatique via notamment la séquestration du carbone et d'améliorer la qualité du sol via son incorporation au sol (Fig. 2.11). Ainsi, l'application de biochar dans le sol entre dans l'optique d'atténuer le changement climatique observé actuellement via la séquestration du carbone et de produire une énergie dite renouvelable. De plus, l'effet amendement permet de maintenir voire augmenter les rendements en agriculture. Ces trois aspects (production d'énergie renouvelable, atténuation du changement climatique et effet amendement) sont illustrés par la figure 2.12.

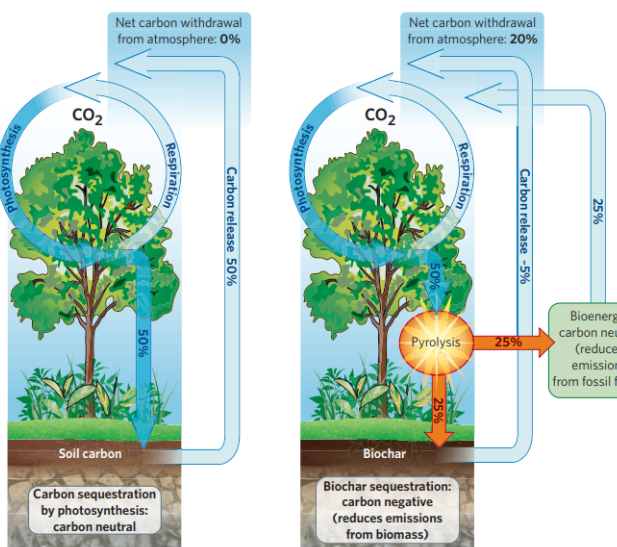


FIGURE 2.11 – Gauche : cycle naturel du carbone dans le système sol-plante ; Droite : cycle du carbone modifié par la technologie "biochar" dans le système sol-plante (Lehmann, 2007a)

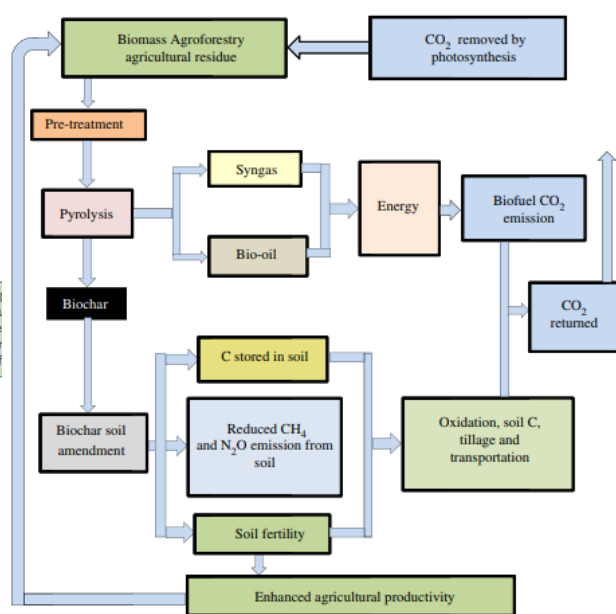


FIGURE 2.12 – Technologie biochar (Laghari et al., 2016)

L'annexe C décrit les mécanismes liés à l'utilisation du biochar affectant le dérèglement climatique tandis que le point 2.2.6 ci-après s'intéresse aux impacts du biochar en tant qu'amendement. D'un autre côté, le biochar peut également être employé dans un but de décontamination des sols, des eaux et des gaz de combustion de part sa surface spécifique élevée et ses propriétés d'adsorption des polluants. Ces dernières applications ne sont pas étudiées dans ce mémoire.

2.2.6 Amendement au sol

L'application de biochar au sol dans un but de séquestration du carbone (Annexe C) implique une modification du comportement du sol et, par conséquent, des propriétés chimiques, physiques et biologiques. Ainsi, il est important d'observer et ensuite interpréter les effets du biochar sur les propriétés du sol afin de comprendre les mécanismes sous-jacents. Il est également important de garder en tête que le biochar est généralement appliqué en surface (dans les 30 premiers centimètres), la profondeur d'incorporation dépendant du travail du sol. Par conséquent, les effets du biochar sur les propriétés du sol qui sont étudiés par la suite concernent la surface du sol. L'impact de l'incorporation de biochar sur les propriétés du sol dépend fortement des caractéristiques du biochar utilisé (et par conséquent des conditions de pyrolyse et de la nature de la matière première pyrolysée), du taux de biochar appliqué, du type de sol ainsi que de son occupation. Actuellement, les effets sur les propriétés du sol à court terme commencent à être connus. En revanche, les connaissances de l'impact du biochar sur les propriétés du sol à long terme manquent cruellement.

Les "terra preta" d'Amazonie constituent des Anthrosols qui permettent d'étudier l'effet du biochar à long terme. En effet, il s'agit de sols contenant actuellement jusqu'à 70 fois plus de "black carbon" que les sols environnants (Glaser et al., 2001). La formation de ces sols est directement liée aux activités des colonies précolombiennes qui consistaient à épandre de nombreux déchets inorganiques (cendres, os,...) et organiques (déchets de biomasse, fumier, excréments, urine,...), y compris les résidus d'incendie (Glaser et Birk, 2012). Ces intrants ont été métabolisés et humifiés, menant ainsi à la formation de "black carbon". Les propriétés des "terra preta" sont directement liées au contenu en "black carbon" de ces sols. Ainsi, les "terra preta" sont souvent utilisés comme modèle pour étudier l'impact à long terme du "black carbon" sur les propriétés du sol. Wiedner et al. (2014) ont récemment découvert un sol noir anthropogénique millénaire dans le nord de l'Allemagne comparable aux "terra preta" et possédant des propriétés similaires, laissant suggérer qu'un tel modèle d'agriculture durable peut s'appliquer à un climat tempéré. D'autre part, les aires de faulde wallonnes constituent également des surfaces disponibles pour étudier les effets d'un amendement en biochar à long terme (point 2.2.4).

2.2.6.1 Impacts sur les propriétés chimiques du sol

Les propriétés chimiques impactées par la présence de biochar sont le pH, la CEC, la teneur en carbone et en nutriments.

De nombreuses études démontrent le potentiel du biochar à augmenter le pH de sols acides (Lehmann, 2007a; Zhang et al., 2013; Novak et al., 2014; Xu et al., 2014; Edenborn et al., 2015). Cependant, aucune modification du pH n'a été détectée dans des sols alcalins, ce qui peut s'expliquer par le pouvoir tampon de ces sols (Zhang et al., 2015b; Usman et al., 2016).

En raison de sa surface spécifique élevée et de sa densité de charge, l'ajout de biochar peut augmenter la CEC du sol, surtout dans les sols sableux caractérisés par une faible CEC (Laghari et al., 2015 ; Han et al., 2016 ; Haider et al., 2017). Cet effet est d'autant plus grand avec le temps en raison de l'oxydation de la surface des particules de biochar. Ainsi, Hardy et al. (2016a) et Hardy et al. (2016b) ont pu observer sur des terrains amendés en charbon de bois en Wallonie à l'époque préindustrielle (>150 ans) une relation linéaire entre la CEC et la teneur en charbon de bois/biochar mesurée par calorimétrie différentielle à balayage. De même, Glaser et al. (2012) ont observé une CEC plus élevée pour les sols "terra preta" enrichis en "black carbon" que pour les sols adjacents sans biochar.

Les changements de pH et CEC observés après l'amendement d'un sol en biochar affectent la rétention et biodisponibilité des nutriments (Gaskin et al., 2010 ; Zhang et al., 2012 ; Jin et al., 2016 ; Yue et al., 2017). En effet, l'application de biochar augmente la fertilité du sol en améliorant la rétention et disponibilité de certains macro- et microéléments nécessaires à la croissance des plantes en plus de leur ajout au sol via la composition élémentaire du biochar. En augmentant le pH, la disponibilité de certains nutriments (N, P, K et cations échangeables) est améliorée. Augmenter la CEC revient à augmenter la capacité à retenir certains de ces nutriments via leur adsorption. Ainsi, certains nutriments tels que le Ca^{2+} et Mg^{2+} sont préférentiellement adsorbés à la surface du biochar, diminuant ainsi leur lixiviation. Le biochar agit également comme un agent nutritif à libération lente, diminuant par conséquent potentiellement la lixiviation (Lehmann et al., 2002). La quantité et la nature des nutriments adsorbés dépendent bien évidemment des propriétés de surface du biochar utilisé. Hardy et al. (2016b) ont étudié l'impact de charbon de bois préindustriel (>150 ans) sur la teneur et disponibilité de différents éléments. Ils ont pu observer une plus grande teneur en cations échangeables Ca^{2+} et Mg^{2+} sur les sites amendés. En revanche, aucune différence avec le sol adjacent n'a été observée concernant la teneur en K^+ échangeable, P disponible, organique et total. L'incorporation de biochar dans un sol permet également de diminuer les pertes en azote en réduisant les émissions de N_2O et NO tel que décrit au niveau de l'annexe C.

Le biochar agit également sur la dynamique du carbone organique non charré dans le sol et ainsi sur son réservoir (Annexe C). En effet, l'adsorption de matière organique dissoute à la surface du biochar la protège de la dégradation (Pignatello et al., 2006). De plus, le biochar peut indirectement accroître la croissance des plantes (sous-point 2.2.6.5) et par conséquent le retour de matière organique au sol (Jeffery et al., 2011). Ainsi, la présence de résidus charrés augmente légèrement, mais significativement, le contenu en matière organique non charré à long terme, élevant son temps de résidence dans le sol (Liang et al., 2010 ; Hernandez-Soriano et al., 2015 ; Hardy et al., 2016b).

2.2.6.2 Impact sur les propriétés physiques et hydrodynamiques du sol

Le biochar peut influencer l'ensemble des propriétés physiques et hydrodynamiques du sol. Hardie et al. (2014), Andrenelli et al. (2016) ainsi que Blanco-Canqui (2017) ont identifié quatre mécanismes responsables de l'impact du biochar sur ces propriétés :

- Le biochar est caractérisé par une porosité intrinsèque à sa structure (point 2.2.3). Ainsi, la porosité totale, la forme, la taille et la continuité des pores intrinsèques du biochar définies

par la nature de la biomasse pyrolysée et les conditions de pyrolyse impactent directement notamment la porosité totale, la densité apparente, la distribution de la taille des pores et la courbe de rétention en eau du sol dans lequel le biochar est ajouté.

- Le deuxième mécanisme implique l'amélioration des propriétés physiques et hydrodynamiques du sol via la création de pores d'accommodation entre les particules de sol et de biochar (porosité structurale).
- On retrouve le biochar préférentiellement dans la fraction de matière organique qui réside dans les agrégats plutôt que dans la fraction libre. En effet, le biochar s'intègre préférentiellement dans les microagrégats comparativement aux autres composés organiques carbonés, suggérant que les particules de biochar agissent comme des agents liant (Brodowski et al., 2006). Ainsi, le biochar est capable d'interagir avec la matrice du sol, augmentant son nombre d'agrégats et stabilisant ceux-ci. La structure du sol s'en voit améliorée. Par conséquent, la persistance des pores du sol est bonifiée.
- Le biochar peut provoquer une augmentation de l'activité des organismes dans le sol (sous-point 2.2.6.3).

De nombreuses variables peuvent influencer l'impact potentiel du biochar sur les propriétés physiques et hydrodynamiques, telles qu'illustrées par la figure 2.13. Ainsi, il est impossible de définir exactement les effets généraux du biochar sur ces propriétés. Néanmoins, certaines tendances peuvent être tirées. La suite de ce sous-point tend à démontrer ces tendances.

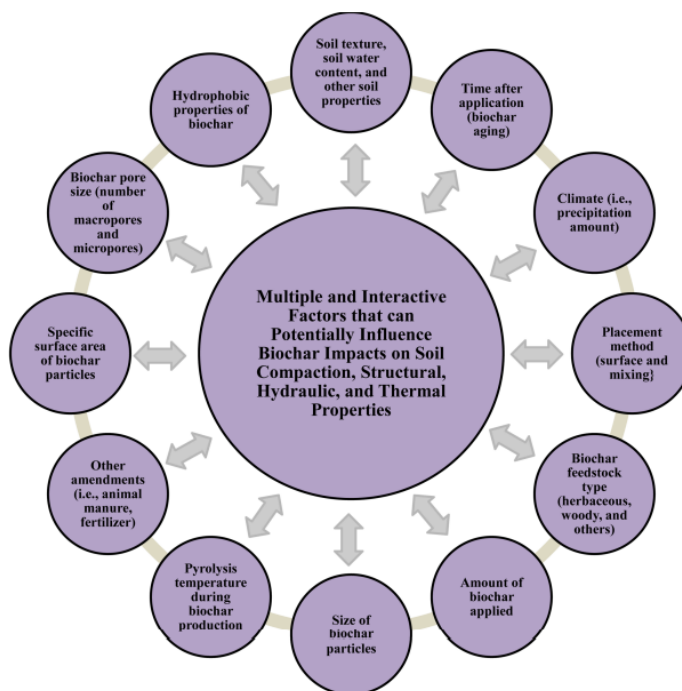


FIGURE 2.13 – Facteurs influençant l'impact potentiel du biochar sur les propriétés physiques et hydrodynamiques du sol (Blanco-Canqui, 2017)

Structure

L'incorporation de biochar tend à améliorer la structure du sol et à renforcer la stabilité des agrégats via son interaction avec la matrice du sol (deuxième mécanisme identifié ci-dessus). Le biochar agit tel un agent liant les microagrégats du sol, formant ainsi des macroagrégats (Jien et Wang, 2013). En effet, la surface oxydée du biochar incluant des groupements hydroxyls et carboxyls peut adsorber les particules argileuses et limoneuses du sol, augmentant ainsi le nombre

de macroagrégats et leur stabilité. Diverses études ont constaté une augmentation du diamètre moyen pondéral des agrégats (MWD : "mean weight diameter" [m], Éq. 2.5) suite à l'incorporation de biochar (à court terme), démontrant une amélioration de la structure via la formation et l'agrandissement d'agrégats (Jien et Wang, 2013; Abdelhafez et al., 2014; Curaqueo et al., 2014; Lu et al., 2014b; Sun et Lu, 2014). Néanmoins, Zhang et al. (2015a), Burrell et al. (2016) et Peng et al. (2016) n'ont pas observé d'effet du biochar sur le MWD.

$$MWD = \sum_{i=1}^n X_i W_i \quad (2.5)$$

Où X_i est le diamètre de chaque fraction de taille [m] et W_i la proportion de masse totale de l'échantillon dans les fractions de taille correspondantes [-].

D'autre part, l'amélioration de la structure peut également être quantifiée via la mesure de la quantité de macroagrégats et microagrégats. Ouyang et al. (2013) ainsi que Sun et Lu (2014) ont constaté une augmentation de la quantité de macroagrégats dans des études à court terme de sols de différentes textures (limono-sableux, argilo-limoneux et argileux) et concluent que le biochar possède le potentiel de stabiliser les agrégats et d'augmenter leur formation. En revanche, aucun effet sur la quantité de microagrégats dans ces études n'a pu être retiré.

Une mauvaise structure du sol étant directement liée au phénomène d'érosion et de formation d'une croûte en surface menant à une diminution prononcée du taux d'infiltration, on peut s'attendre à ce que le biochar influence ces deux phénomènes. En effet, Abrol et al. (2016) ont constaté dans une étude à court terme sur un sol sablo-limoneux non calcaire et sur un sol limoneux calcaire provenant d'Israël d'une part, une diminution des pertes en sol par érosion hydrique suite à l'ajout de biochar et d'autre part, une diminution moins prononcée de l'infiltration en surface pour le sol amendé en biochar par rapport au sol contrôle. Ces résultats, confirmés par Jien et Wang (2013), peuvent être expliqués par l'amélioration et la stabilisation des agrégats du sol.

Densité apparente et porosité

Beaucoup d'études démontrent que l'ajout de biochar au sol tend, à court terme, à diminuer sa densité apparente et augmenter sa porosité quelles que soient les propriétés du biochar et du sol, telles qu'illustrées par le tableau 2.4. Bruun et al. (2014) ainsi que Githinji (2014) ont observé une diminution proportionnelle de la densité apparente avec le contenu en biochar.

Courbe de rétention, teneurs en eau à saturation et résiduelle, distribution de la taille des pores et réserve en eau utile

L'annexe D illustre l'impact à court terme du biochar issu de matières premières et de conditions de pyrolyses diverses dans des sols et climat divers tandis que la figure 2.14 montre l'impact du charbon de bois/biochar préindustriel dans un climat tempéré (aire de faulde wallonne) à plus long terme (>150 ans) sur la courbe de rétention en eau. L'ensemble des courbes de rétention en eau de l'annexe D indique que la présence de biochar dans un sol provoque généralement une augmentation de la rétention en eau. En effet, pour une charge matricielle donnée, la teneur en eau d'un sol amendé en biochar est généralement plus élevée que le sol contrôle. La teneur en eau à saturation, plus particulièrement, est toujours plus élevée pour un sol amendé en biochar, ce qui est en accord avec l'augmentation de la porosité totale et la diminution de la densité apparente d'un sol observée suite à l'ajout de biochar. En revanche, la teneur en eau résiduelle

TABLE 2.4 – Impact de différents types et doses de biochar sur la densité apparente et la porosité de sols de différentes textures dans diverses études à court terme

Référence	Localisation	Type d'étude	Durée de l'étude	Sol	Matière première	T [°C]	Taux [%]	ρ_b [g/cm ³]	↓ de ρ_b [%]	ε [%]	↑ de ε [%]
Gamage et al. (2016)	Sri Lanka	Laboratoire	6 mois	Sableux	Riz	600	0 %	1,48	/	44,0	/
							0,1 %	1,39	-6	47,4	+7
							0,5 %	1,32	-12	50,0	+14
							1 %	1,27	-17	52,2	+18
				Limono-sableux			0 %	1,41	/	46,8	/
							0,1 %	1,31	-8	50,6	+8
							0,5 %	1,28	-10	51,8	+11
							1 %	1,24	-14	53,1	+13
Glab et al. (2016)	Pologne	Serre	3 mois	Sablo-limoneux	Mixanthus × giganteus et blé d'hiver	300	0,5 %	1,599	/	39,5	/
							1 %	1,547	-3	41,4	+5
							2 %	1,466	-9	44,2	+12
							4 %	1,330	-20	48,9	+24
Xiao et al. (2016)	Chine	Champ	2 ans	Limono-argileux	Résidus de blé	400	0 Mg/ha	1,35	/	/	/
							10 Mg/ha	1,30	-4	/	/
							20 Mg/ha	1,24	-9	/	/
							30 Mg/ha	1,23	-10	/	+13
Andrenelli et al. (2016)	Italie	Champ	3 mois	Limon argileux	Son de blé	800 1200	0 Mg/ha	1,07	/	64	/
							14 Mg/ha	0,93	-15	63	+2
							14 Mg/ha	0,96	-11	60	+7
Jien et Wang (2013)	Taïwan	Laboratoire	105 jours	Sol altéré Limon argileux	déchets de "Leucaena leucocephala"	700	0 %	1,42	/	41	/
							2,5 %	1,15	-23	51	+24
							5 %	1,08	-31	52	+27
Abel et al. (2013)	/	Laboratoire (colonnes)	6 mois	Sableux	Maïs	750	0 %	1,50	/	43,3	/
							1 %	1,46	-3	44,8	+3
							2,5 %	1,37	-9	47,6	+10
							5 %	1,21	-24	53,3	+23
				Sablo-limoneux			0 %	1,11	/	55,7	/
							1 %	1,06	-5	57,3	+3
							2,5 %	1,01	-10	58,8	+6
							5 %	0,96	-16	60,3	+8
Lim et al. (2016)	USA	Laboratoire (colonnes)	/	Argileux	Contrôle Granulés de bois Copeau de pin	500	0 %	1,36	/	/	/
							1 %	1,16	-17	/	/
							2 %	1,13	-20	/	/
							5 %	1,08	-26	/	/
							1 %	1,11	-23	/	/
							2 %	1,05	-30	/	/
							5 %	1,00	-36	/	/

"T" fait référence à la température de pyrolyse, "Taux" au taux de biochar incorporé dans le sol en % massique

Il est à noter que la porosité a été calculée sur base de mesures de densités apparente et réelle pour les études de Andrenelli et al. (2016) ainsi qu'Abel et al. (2013). Concernant les études de Gamage et al. (2016) ainsi que Xia et al. (2016), la densité réelle a été estimée à 2,65 g/cm³ dans le calcul de porosité. Glab et al. (2016) ont estimés la porosité volumique via mesure de la teneur en eau à saturation. Jien et Wang (2013) ainsi que Lim et al. (2016) n'ont pas mentionné leur méthode de calcul de porosité.

des sols amendés peut être plus élevée, égale ou plus faible que celle du sol contrôle, en fonction de la microporosité/nanoporosité présente ou non au sein de la structure du biochar. Dans le cas du biochar préindustriel (Fig 2.14), Kerré et al. (2017) ont pu observer une augmentation de la rétention en eau pour des pF supérieurs à 3. Au-delà de cette valeur, le biochar ne présente aucun effet sur la rétention en eau selon les observations de cette étude.

Concernant la distribution de la taille des pores, l'ajout de biochar provoque à court terme une augmentation du nombre de pores de transmission (macropores) et de stockage de l'eau utile (mésopores) (Sun et Lu, 2014; Mollinedo et al., 2015; Andrenelli et al., 2016). En effet, Mollinedo et al. (2015) ainsi que Ibrahim et al. (2013) ont pu constater que le point d'entrée d'air arrive à une charge matricielle moins négative pour des sols amendés en biochar. En revanche, ces mêmes études n'ont pas observé d'impact du biochar sur la microporosité. A plus long terme, l'étude de Kerré et al. (2017) semble montrer une augmentation de la mésoporosité au niveau du sol amendé en charbon de bois préindustriel par rapport au sol non amendé (Fig.2.14).

Au niveau de la réserve en eau utile des sols, le tableau 2.5 ainsi que les courbes de rétention de l'annexe D tendent à démontrer une augmentation de celle-ci suite à l'ajout de biochar dans des études à court terme. Néanmoins, Zong et al. (2016) n'ont pas observé d'effet du biochar sur la réserve en eau utile du sol sableux étudié, mais une augmentation des pores de toute taille (macropores et micropores). De même, aucun impact sur la réserve en eau utile n'a pu être constaté par Bayabil et al. (2015) lors de leur étude en Éthiopie sur un sol argileux. À plus long terme, Kerré et al. (2017) ont également observé une réserve en eau utile plus élevée dans une aire de faulde wallonne par rapport au sol adjacent (Fig.2.14). En effet, la réserve en eau utile du sol

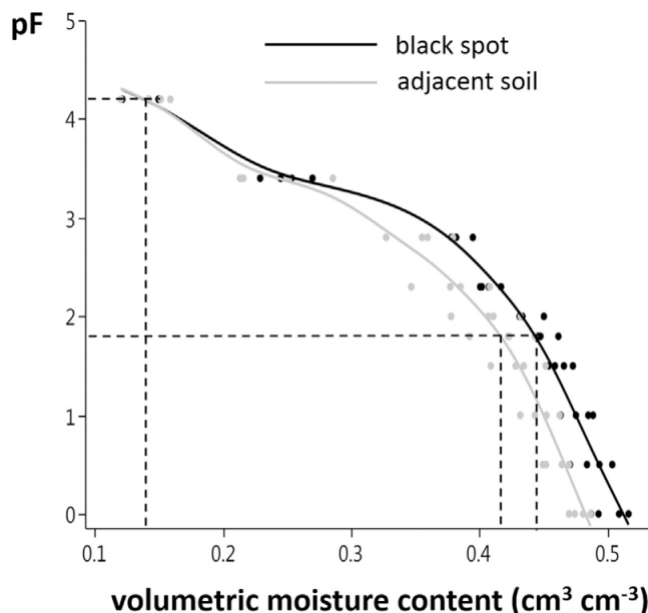


FIGURE 2.14 – Impact du charbon de bois/biochar préindustriel sur la courbe de rétention en eau. Les valeurs de carbone organique au centre et à distance des aires sont en moyenne respectivement de 35 g/kg et 20 g/kg (Kerré et al., 2017)

limoneux étudié est au centre des aires de faulde de $0,294 \text{ m}^3/\text{m}^3$ et $0,2605 \text{ m}^3/\text{m}^3$ en prenant une capacité au champs respectivement de pF 2 et pF 2,5 alors qu'à distance de celles-ci, cette variable est de $0,260 \text{ m}^3/\text{m}^3$ et $0,222 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

TABLE 2.5 – Impact à court terme de différents types et doses de biochar sur la réserve en eau utile de sols de différentes textures

Référence	Localisation	Type d'étude	Durée de l'étude	Sol	Matière première	T [°C]	PCC [l]	Taux	RU [%]	↑ RU [%]
Manickam et al. (2015)	Malaisie	Pot	170 jours	Sableux	Riz	550	2,0	0 g/kg 20 g/kg 50 g/kg	4,7 6,2 8,2	/ +32 +74
Ajayi et Horn (2016)	Allemagne	Laboratoire (colonnes)	200 jours	Sableux (fin) Limono-argileux	Bois	500-600	1,8	0 g/kg 20 g/kg 50 g/kg 60 g/kg 0 g/kg 20 g/kg 50 g/kg 60 g/kg	15,7 18,8 19,5 24,8 20,6 21,5 23,2 26,9	/ +20 +24 +58 / +4 +13 +31
Glab et al. (2016)	Pologne	Serres	3 mois	Sablo-limoneux	Miscanthus × giganteus et blé d'hiver	300	2,0	5 g/kg 10 g/kg 20 g/kg 40 g/kg	4,2 4,4 5,4 7,3	/ +5 +29 +74
Ma et al. (2016)	Chine	Champ	3 ans	Limono-argileux	Paille de maïs	/	2,5	0 Mg/ha 8 Mg/ha	10,6 13,7	/ +29
Kameyama et al. (2016)	Japon	Laboratoire (incubation)	180 jours	Argileux	Canne à sucre	400-800	2,5	0 g/kg 10 g/kg 30 g/kg 50 g/kg 100 g/kg	4 1 6 6 9	/ -75 +50 +50 +125
Nelissen et al. (2015)	Belgique	Champ	2 ans	Limono-sableux	Bois tendre + bois dur	480	2,5	0 Mg/ha 20 Mg/ha	16 20	/ +25

"T" fait référence à la température de pyrolyse, "Taux" au taux de biochar incorporé dans le sol, RU est exprimée en % volumique

Conductivité hydraulique à saturation

Les tableaux 2.6, 2.7 et 2.8 reprennent plusieurs études ayant examiné l'effet du biochar à court terme sur la conductivité hydraulique à saturation. Trois tendances peuvent être déduites de ces tableaux :

- L'ajout de biochar diminuerait la conductivité hydraulique à saturation dans les sols à texture grossière. Cette première tendance peut être expliquée simplement par le fait que les particules de biochar peuvent venir se loger et boucher les macropores, diminuant la taille

des pores et augmentant la tortuosité (Éq. 2.4) (Blanco-Canqui, 2017).

- L'ajout de biochar augmenterait la conductivité hydraulique à saturation dans les sols à texture fine (argileuse) ou les sols compactés suite à une amélioration de la structure du sol menant à une mésoporosité et macroporosité plus élevées (Blanco-Canqui, 2017).
- L'ajout de biochar n'aurait pas d'effet ou un effet minime sur la conductivité hydraulique à saturation dans les sols à texture intermédiaire (limoneuse).

TABLE 2.6 – Études rapportant une diminution de la conductivité hydraulique à saturation suite à l'ajout de différents types et doses de biochar (court terme)

Référence	Localisation	Type d'étude	Durée de l'étude	Sol	Matière première	T [° C]	Taux	K _s [cm/h]	Changement [%]
Zhang et al. (2016)	Chine	Laboratoire (colonnes)	30 jours	Sableux	Bois	350-550	0 g/kg	48,84	/
							7 g/kg	48,84	0
							15 g/kg	42,96	-14
							25 g/kg	42,54	-15
Lim et al. (2016)	USA	Laboratoire	/	Sableux (grossier)	Bois dur	500	0 g/kg	24,89	/
							10 g/kg	6,98	-256
							20 g/kg	3,19	-680
							50 g/kg	1,05	-2270
				Sableux (fin)			0 g/kg	10,77	/
							10 g/kg	6,91	-56
							20 g/kg	5,58	-93
							50 g/kg	1,54	-599
Ajayi et Horn (2016)	Allemagne	Laboratoire (colonnes)	200 jours	Sableux (fin)	Bois	500-600	0 g/kg	35,2	/
							20 g/kg	26,8	-31
							50 g/kg	15,6	-126
							60 g/kg	8,0	-340
Ibrahim et al. (2013)	Arabie Saoudite	Pots	5 semaines	Limono-sableux	Bois	400	0 g/kg	4,9	/
							5 g/kg	4,8	-3
							10 g/kg	4,5	-9
							15 g/kg	4,3	-14
							20 g/kg	4,1	-19

TABLE 2.7 – Études rapportant une augmentation de la conductivité hydraulique à saturation suite à l'ajout de différents types et doses de biochar (court terme)

Référence	Localisation	Type d'étude	Durée de l'étude	Sol	Matière première	T [°C]	Taux	K _s [cm/h]	Changement [%]
Ajayi et Horn (2016)	Allemagne	Laboratoire (colonnes)	200 jours	Argilo-limoneux	Bois	500-600	0 g/kg	0,095	/
							20 g/kg	0,119	+25
							50 g/kg	0,153	+61
							60 g/kg	0,168	+77
Herath et al. (2013)	Nouvelle-Zélande	Serres	295 jours	Limoneux	Tiges de maïs	350 550	0 Mg/ha	10,08	/
							11,3 Mg/ha	13,32	+32
							10,0 Mg/ha	24,12	+139
Asai et al. (2009)	Laos	Champ	1 an	Limono-argileux	Bois	/	0 Mg/ha	0,59	/
							4 Mg/ha	0,89	+51
							8 Mg/ha	0,77	+30
							16 Mg/ha	1,63	+176
Lim et al. (2016)	USA	Laboratoire	/	Argileux	Bois dur	500	0 g/kg	1,03	/
							10 g/kg	1,44	+40
							20 g/kg	1,85	+80
							50 g/kg	1,02	-1
Dan et al. (2015)	Mongolie	Laboratoire	7 jours	Limoneux	Coque d'arachide	/	0 g/kg	0,008	/
							50 g/kg	0,010	+25
							100 g/kg	0,025	+212
							150 g/kg	0,031	+287

TABLE 2.8 – Études ne rapportant pas d'effet de différents types et doses de biochar sur la conductivité hydraulique à saturation (court terme)

Référence	Localisation	Type d'étude	Durée de l'étude	Sol	Matière première	T [°C]	Taux
Laird et al. (2010)	USA	Laboratoire	500 jours	Limoneux	Bois	700	0, 5, 10 et 20 g/kg
Lim et al. (2016)	USA	Laboratoire	/	Limoneux	Bois dur	500	0, 10, 20 et 50 g/kg
Du et al. (2016)	Chine	Pots	4 ans	Limoneux	Coques d'arachide	350-500	0 et 28 Mg/ha
Major et al. (2012)	Colombie	Champ	4 ans	Argileux	Bois	500-700	0 et 20 Mg/ha
Jeffery et al. (2015)	Hollande	Champ	5 mois	Sable	Foin	400-600	0, 1, 5, 20 et 50 Mg/ha

La conductivité hydraulique affecte directement les flux d'eau dans le sol. Une conductivité hydraulique élevée (sols sableux) en surface implique une infiltration potentielle élevée, ce qui est particulièrement intéressant lors d'événements pluvieux intenses (diminution du ruissellement). Une conductivité hydraulique élevée au sein du sol implique également un meilleur drainage de l'eau. A l'inverse, un drainage et taux d'infiltration faibles sont observés dans des sols caractérisés par une conductivité hydraulique trop faible (sols argileux).

Ainsi, une augmentation de la conductivité hydraulique dans les sols argileux via l'introduction de particules de biochar est positive. Cela permet généralement un meilleur drainage et infiltration de l'eau dans le sol, tel qu'observé par Prober et al. (2014). En effet, Prober et al. (2014) ont étudié l'impact de l'ajout de biochar produit à partir de résidus d'arbre à 600 °C dans un sol limono-argileux à court terme sur le taux d'infiltration. Ils ont observé une augmentation de ce dernier avec la concentration en biochar.

A l'inverse, une diminution de la conductivité hydraulique dans les sols sableux suite à l'ajout de biochar peut être considérée comme positif. Cela permet de diminuer la vitesse avec laquelle l'eau est drainée et ainsi peut laisser plus de temps au sol pour retenir l'eau. Ibrahim et al. (2013) ont observé suite à l'ajout de biochar produit à partir de bois à 400 °C dans un sol limono-sableux en Arabie Saoudite à court terme une diminution du taux d'infiltration et de l'évaporation cumulative parallèlement à la diminution de K_s .

2.2.6.3 Impact sur les propriétés biologiques du sol

L'incorporation de biochar modifie les propriétés physiques et chimiques du sol et par conséquent les propriétés biologiques sont également influencées. À son tour, l'activité biologique modifiée peut fournir une multitude de services écosystémiques notamment en contribuant à la modification des propriétés physiques et chimiques du sol (Tan et al., 2017).

La porosité élevée et la taille des pores des particules de biochar fournissent un habitat à de nombreux organismes (bactéries et champignons mycorhiziens préférentiellement) en les protégeant de la prédation et de la dessiccation ainsi qu'en leur procurant de l'eau et des nutriments adsorbés (Al-Wabel et al., 2017; Tan et al., 2017; Shaaban et al., 2018). Le pH constitue également un paramètre influencé par la présence du biochar et influençant l'activité des organismes. En effet, les organismes préfèrent généralement un pH neutre à un pH acide.

À plus long terme, les sols de "terra preta" enrichis en "black carbon" montrent une activité biologique (spécialement bactéries et mycorhizes) plus élevée que les sols adjacents. Cependant, Neill (2007) ainsi que Liang (2008) ont mesuré une activité respiratoire plus faible dans les "terra preta", alors que ces mêmes sols présentent une biomasse microbienne et mycorhizienne plus élevée. Ce dernier constat fut également observé à court terme suite à l'application de biochar par Jin et al. (2008). Ces observations pourraient être expliquées par une efficacité métabolique plus élevée dans les sols amendés en biochar ou par une sorption du CO_2 par la surface du biochar, ce CO_2 n'étant dès lors pas mesuré lors des expériences menées sur la respiration.

Concernant la macrofaune, il existe un cruel manque d'étude de l'impact du biochar sur l'activité des vers de terre. Van Zwieten et al. (2010) ont observé une augmentation de l'activité de vers de terre suite à l'ajout de biochar tandis que Weyers et Spokas (2011) ont effectué une revue sur le sujet menant à la conclusion qu'un amendement en biochar est négatif pour les vers de terre. Il semblerait admis actuellement dans la littérature que les vers de terre peuvent broyer, avaler et déplacer les particules de biochar (Shaaban et al., 2018).

2.2.6.4 Résumé des impacts sur les propriétés du sol

Le tableau 2.9 synthétise l'impact à court terme pouvant être attendu du biochar sur les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol. La généralisation de cet impact au biochar préindustriel reste délicate au vue du nombre limité d'études à long terme.

TABLE 2.9 – Impact pouvant être attendu du biochar sur les propriétés chimiques, physiques et biologiques du sol

Propriétés		
Chimiques	Physiques	Biologiques
↑ pH ↑ CEC ↑ rétention nutriments ↑ disponibilité nutriments ↑ $[C_{org}]$	Amélioration structure ↓ ρ_b ↑ ϵ ↑ macro- et mésoporosité ↑, = ou ↓ K_s ↑ RU	↑ biomasse microbienne ↑ biomasse de champignons ↑, = ou ↓ nombre de vers de terre

2.2.6.5 Impact sur la croissance et le rendement des cultures

L'ensemble des modifications des propriétés chimiques, physiques et biologiques suite à la présence de biochar mentionnées précédemment peut mener à une modification du rendement agricole (Rogovska et al., 2014; Agegnehu et al., 2015; Liu et al., 2016a; Kerré et al., 2017; Tian et al., 2018). L'augmentation de la CEC, du pH (effet chaulage) et de la disponibilité en nutriments sont autant de facteurs chimiques pouvant mener à une augmentation du rendement. Au niveau physique, l'augmentation de la réserve en eau utile et de la macroporosité via une augmentation et stabilisation des macroagrégats (prolifération de racines non défavorisée) peuvent permettre également une élévation du rendement. Au niveau biologique, les mycorhizes semblant être avantagés par la présence de biochar, elles peuvent favoriser la croissance des plantes. Un autre paramètre affectant les rendements agricoles est l'albédo. Une augmentation de ce dernier telle qu'observée suite à l'ajout de biochar peut impacter positivement la croissance des plantes. En effet, la couleur noire caractéristique du biochar augmente l'absorption d'énergie, réchauffant le sol. Or, une température plus élevée du sol favorise la germination des graines et le développement des plantes sous climat tempéré (Oguntunde et al., 2008).

Ainsi, plusieurs études montrent une augmentation du rendement agricole suite à l'ajout de biochar à court terme (Rogovska et al., 2014; Agegnehu et al., 2015; Liu et al., 2016a; Tian et al., 2018) et à long terme (Kerré et al., 2017). Cependant, Borchard et al. (2014b) n'ont pas réussi à discerner un quelconque effet de l'introduction de biochar sur le rendement à court terme.

3 Matériels et méthodes

3.1 Description du site d'étude

L'ensemble des mesures effectuées dans le cadre de ce mémoire ont eu lieu sur une parcelle présentant des aires de faulde telles que décrites au niveau du point 2.2.4 et sur des échantillons provenant de cette même parcelle (Fig.3.1). Ces aires de faulde se présentent aujourd'hui sous forme de tâches noires ovales facilement repérables par télédétection lorsque le sol est nu, telles que visibles sur la figure 3.1. La parcelle de 10,15 ha appartient à M. Godfrind.

3.1.1 Localisation

La parcelle se situe dans la province de Namur, rue Malmaison à Isnes dans la commune de Gembloux, en Belgique ($4,75^\circ$ Est et $50,52^\circ$ Nord ; Fig. 3.1).

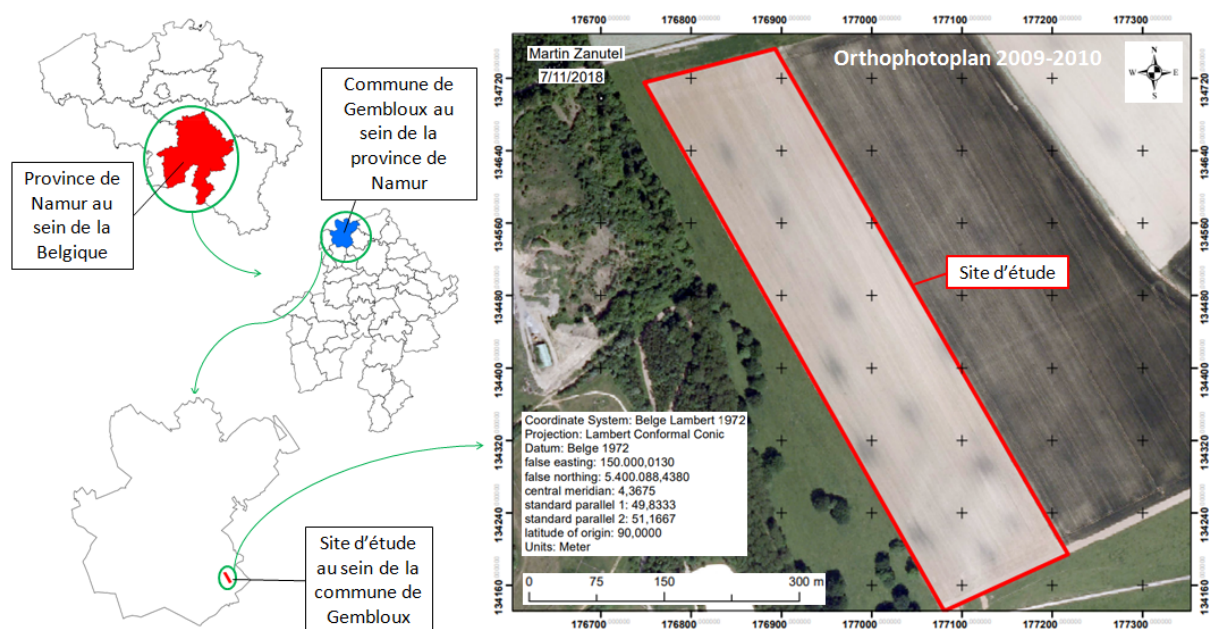


FIGURE 3.1 – Localisation du site d'étude à Gembloux

3.1.2 Topographie

Le site d'étude se trouve à une altitude comprise entre 179 et 189 m au-dessus du niveau de la mer avec une pente faible d'environ 3,4% vers le Nord-Ouest et de 2,3% vers le Sud-Est (Fig.3.2).

3.1.3 Pédologie

La carte numérique des sols de Wallonie (CNSW) identifie un profil Ada pour l'ensemble de la parcelle étudiée, ce qui constitue un sol limoneux à drainage imparfait ayant un horizon B structural.

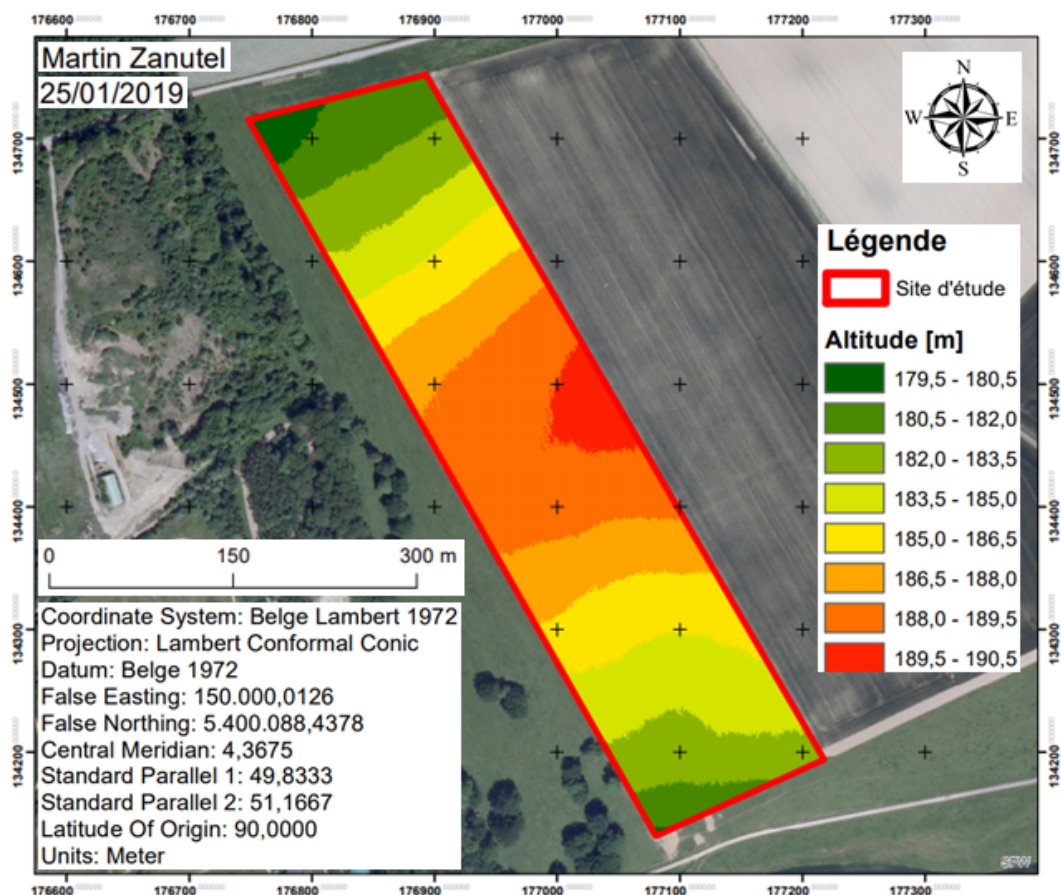


FIGURE 3.2 – Topographie du site d'étude (à partir de la carte "Relief de la Wallonie - Modèle Numérique de Terrain (MNT) 2013-2014" disponible sur demande au niveau du Géoportail de Wallonie)

3.1.4 Climat

Le site d'étude est caractérisé par un climat tempéré océanique, c'est-à-dire par des hivers doux et pluvieux ainsi que des étés frais et humides. La pluviométrie moyenne annuelle est de 830 mm, répartie de manière assez uniforme sur l'année (Fig. 3.3). La température moyenne est comprise entre 23,5°C en juillet et 2,5°C en janvier.

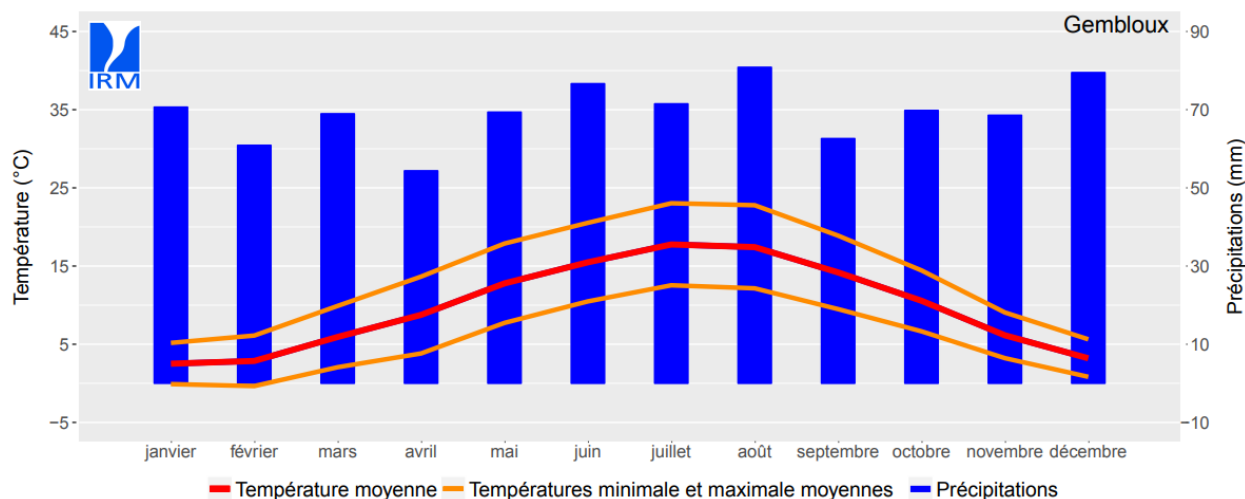


FIGURE 3.3 – Normales climatiques (température et précipitation) de la commune de Gembloux sur la période 1981-2010 (IRM, ND)

3.1.5 Occupation du sol

Le site d'étude constitue une parcelle agricole. Des chicorées ont été cultivées entre le 21/04/2018 et le 12/10/2018 sur la partie de terrain investiguée. L'annexe E présente le calendrier complet d'occupation et du travail du sol ainsi que de l'utilisation de substances. Il est à noter que la parcelle a été labourée en décembre 2017.

3.2 Campagne d'échantillonnage et dispositif expérimental

Afin de déterminer les effets du biochar préindustriel sur la qualité physique du sol ainsi que sur les flux d'eau, des capteurs ont été installés et des échantillons prélevés (Fig. 3.4). La suite de cette sous-section vise à expliquer la légende de cette figure en détaillant la méthodologie d'échantillonnage (transects, fosses, E1 et E3) ainsi que les dispositifs expérimentaux existants (capteurs sentek). En plus de cela, une station météorologique a été installée par l'équipe de chercheurs de Gembloux de l'Agro-Bio Tech afin de réceptionner les données météorologiques.

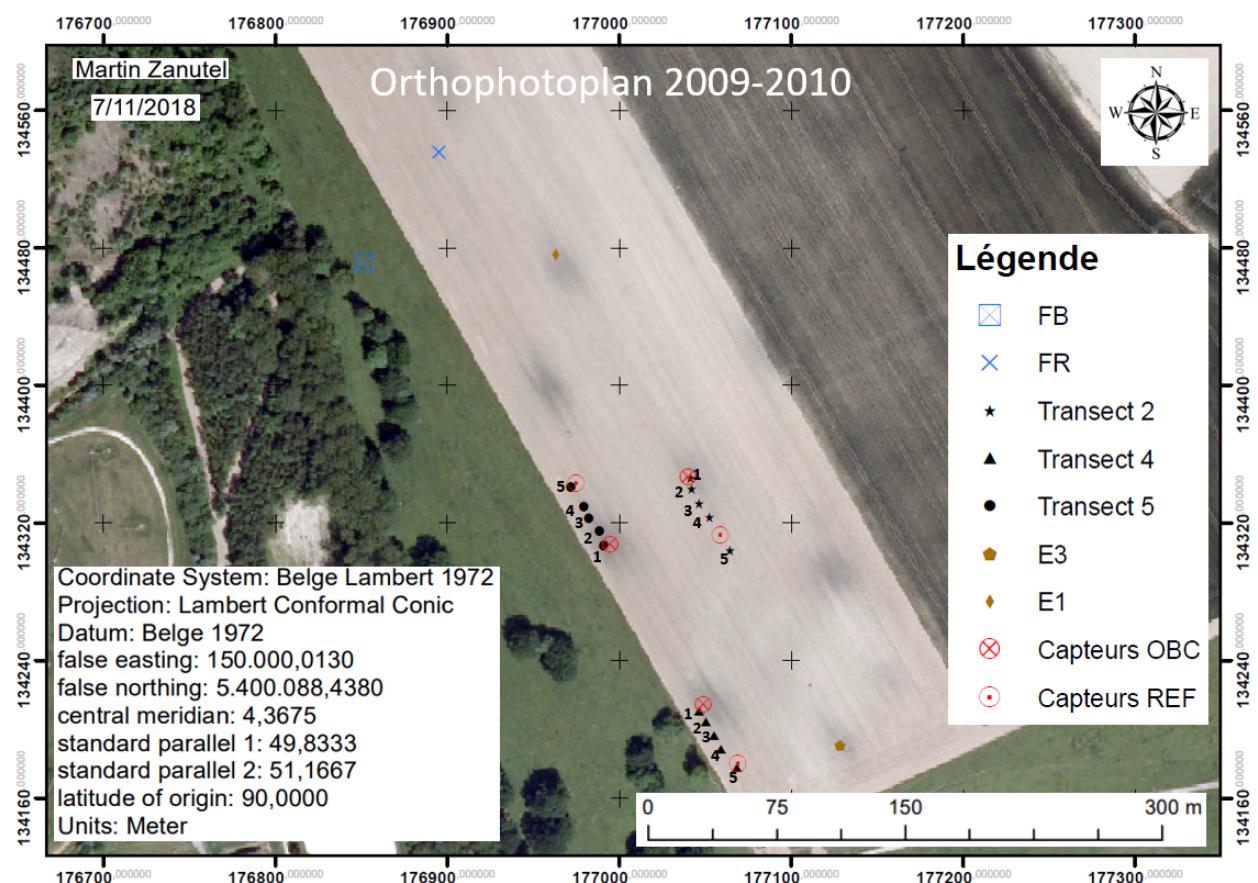


FIGURE 3.4 – Localisation des points d'échantillonnage et des dispositifs expérimentaux. Chacun des échantillons des 3 transects ont été numérotés de 1 à 5, de la teneur en biochar la plus élevée à la plus faible, tel que décrit au niveau du sous-point 3.2.2.1.

3.2.1 Dispositif de mesure de la teneur en eau

Un réseau de capteurs "sentek" mesurant localement la teneur en eau volumique du sol au cours du temps a été installé dans le cadre du projet par l'équipe de chercheurs de Gembloux. En créant un champ électrique haute fréquence tout autour du capteur, ce dernier détecte les changements

de constante diélectrique du sol au fil du temps. Or, la constante diélectrique peut directement être reliée à la teneur en eau volumique du sol, la constante diélectrique de l'eau étant largement supérieure à celle des autres constituants d'un sol. Ainsi, plus la teneur en eau est importante, plus la fréquence mesurée est faible.

Pour chaque aire de faulde investiguée sont installés deux tubes PVC (un au centre de l'aire de faulde "capteur OBC" et un à une certaine distance du centre "capteur REF") contenant chacun trois sondes "sentek" (à 20, 40 et 80 cm de profondeur). Ainsi, la teneur en eau a été mesurée à ces trois profondeurs par pas de temps de 30 min à partir du 6/04/2018 (Fig. 3.4).

3.2.2 Échantillonnage

3.2.2.1 Transects T2, T4 et T5

Au niveau des aires de faulde 2 (T2), 4 (T4) et 5 (T5), des échantillons ont été prélevés le long de transects en partant du centre vers l'extérieur le 3/07/2018 (Fig. 3.4). Ces transects ont des historiques de traitement et d'occupation du sol similaires.

Pour chaque transect, cinq postes ont été échantillonnés et numérotés de 1 à 5 de la teneur en biochar la plus élevée à la plus faible. La localisation des points d'échantillonnage sur chaque transect a été choisie de façon à couvrir au mieux la gamme de concentration en biochar. En l'absence de méthode de caractérisation rapide de la teneur en biochar, la couleur du sol a été utilisée afin d'établir la localisation de ces points. Au plus un poste présente une teneur en biochar élevée, au plus il est caractérisé par une couleur foncée. Ainsi, la méthodologie consiste à convertir un orthophotoplan présentant le site d'étude sans couverture végétale (orthophotoplan de Wallonie 2009-2010) en noir et blanc à l'aide d'un logiciel de traitement d'images (Envi) et d'étirer sur 256 nuances de gris. Ensuite, différentes classes de gris ont été formées afin d'identifier des zones présentant différents teneurs en biochar. Il est alors possible de positionner, par transect, cinq postes caractérisés par cinq classes de contenu en biochar différentes et d'échantillonner à ces différents postes (Annexe F), tel qu'illustré par la figure 3.5.

Pour chaque poste, deux profondeurs P1 (3 à 8 cm) et P2 (13 à 18 cm) ont été échantillonnées le 3/07/2018 en condition de sol très sec. Pour chaque poste et profondeur ont été prélevés deux kopeckis de 100 cm³ contenant des échantillons non perturbés de sol et un échantillon de sol perturbé. Une symbologie précise a été adoptée. Un échantillon $T_xP_yC_z$ est un échantillon provenant du transect " T_x " ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur " P_y " ($y = 1$ ou 2). L'indice " z " fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable).

3.2.2.2 E1 et E3

Sur demande de Mme Garré, un échantillon non perturbé et un perturbé ont également été prélevés au centre de l'aire de faulde "1" (E1) et "3" (E3) entre 3 et 8 cm de profondeur le 3/07/2018 afin de déterminer la courbe de rétention en eau et la teneur en biochar (Fig. 3.4).

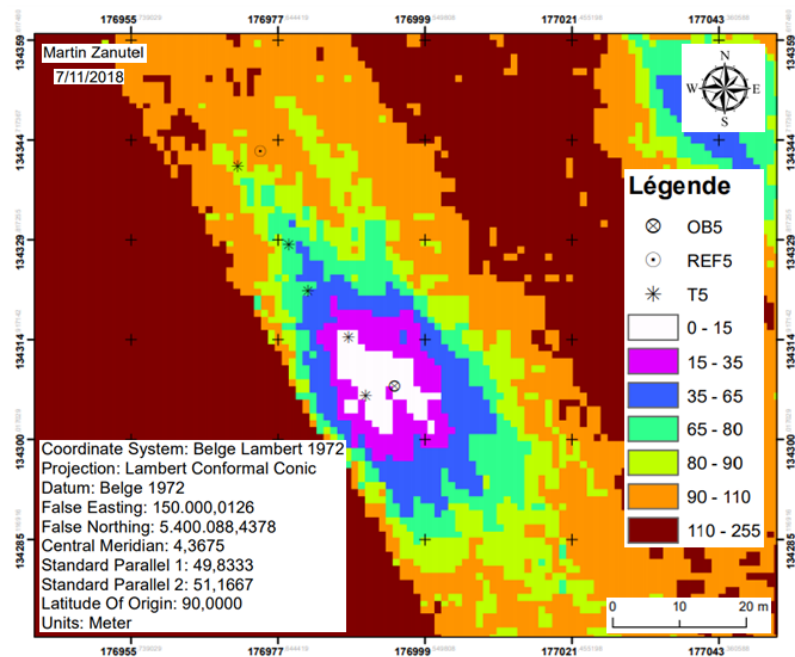


FIGURE 3.5 – Identification de la localisation des sondes "sentek" et des cinq postes du transect de l'aire de faille 5

3.2.2.3 Fosses avec biochar FB et sans biochar FR

En plus des transects, deux fosses ont été échantillonnées, une au centre d'une aire de faille (FB) le 4/12/2017 en condition de sol humide et une à distance de ces aires de faille (FR) le 10/07/2018 en condition de sol sec (Fig. 3.4). La fosse avec biochar, illustrée par la figure 3.6, a été échantillonnée sur cinq profondeurs, entre 3 et 8 cm (P1), 13 et 18 cm (P2), 27 et 32 cm (P3), 52 et 57 cm (P4) ainsi qu'entre 88 et 93 cm (P5). Pour les profondeurs P1, P2, P4 et P5 ont été prélevés cinq échantillons non perturbés et un perturbé. Pour la profondeur P3, il s'agit de quatre échantillons non perturbés et un perturbé. Concernant la fosse sans biochar ont été prélevés sept échantillons non perturbés et un perturbé à trois profondeurs différentes : entre 3 et 8 cm (P1), 13 et 18 cm (P2) ainsi qu'entre 27 et 32 cm (P3).

De même que pour les transects, une symbologie précise a été opérée concernant les deux fosses. Un échantillon FBP_xN_y et FRP_xN_y est l'échantillon numéro " N_y " provenant respectivement de la fosse avec biochar FB et sans biochar FR à une profondeur " P_x ".

3.2.3 Station météorologique

Au niveau du site d'étude, une station météorologique (datalogger CR1000x provenant de chez "Campbell Scientific") a été installée par l'équipe de chercheurs de Gembloux de l'Agro-Bio Tech le 3/05/2018. Elle mesure par pas de temps de 30 minutes la pluviométrie, la température, la vitesse du vent, le rayonnement solaire et l'humidité relative. À partir de ces variables météorologiques, l'évapotranspiration potentielle a été déterminée selon l'équation de Penman-Monteith (Éq. 3.1, <https://urlz.fr/8D39>⁶).

6. <https://www.campbellsci.de/blog/evapotranspiration-101>, consulté le 12/01/2019

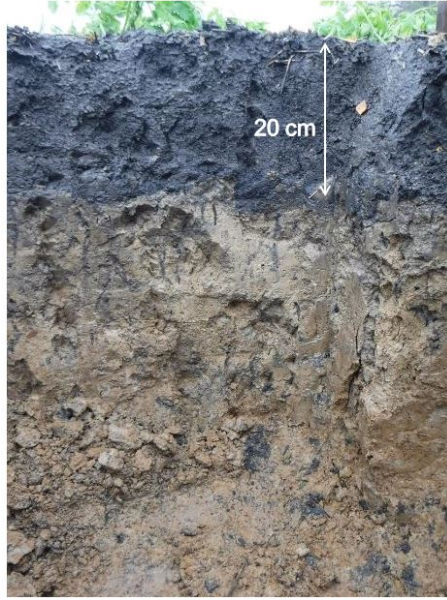


FIGURE 3.6 – Photo de la fosse avec biochar FB

$$ETP = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{C_n}{T+273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + C_d u_2)} \quad (3.1)$$

Où ETP représente l'évapotranspiration potentielle [m s^{-1}], 0,408 un coefficient [$\text{m}^3 \text{J}^{-1}$], Δ la pente de la courbe de pression de vapeur [$\text{Pa } ^\circ\text{C}^{-1}$], R_n la radiation nette à la surface de la culture [$\text{J m}^{-2} \text{s}^{-1}$], G le flux de chaleur dans le sol [$\text{J m}^{-2} \text{s}^{-1}$], γ la constante psychrométrique [$\text{Pa } ^\circ\text{C}^{-1}$], C_n un coefficient pour la culture de référence [$^\circ\text{C Pa}^{-1}$], T la température moyenne à 2m [$^\circ\text{C}$], u_2 la vitesse moyenne du vent à 2m [m s^{-1}], $(e_s - e_a)$ le déficit de pression de vapeur à 2m [Pa] et C_d un coefficient de vent pour la culture de référence [s m^{-1}].

3.3 Méthode de mesure de la teneur en biochar

La teneur en biochar a été déterminée pour l'ensemble des échantillons perturbés via la différence entre la teneur en carbone organique totale (C_{org}) de l'échantillon étudié et celle de l'échantillon provenant de la fosse de référence sans biochar (FR) à la même profondeur. L'hypothèse sous-jacente est que la teneur en matière organique non charrée est, pour une profondeur donnée, identique sur tout le site d'étude et équivalent à la teneur en matière organique totale de la fosse sans biochar.

La teneur en carbone organique, pour sa part, a été mesurée via l'utilisation d'un "Vario MAX CN" du pôle "Earth and climate (ELIC)" du Earth and Life Institute de l'UCL (Fig. 3.7). Tout d'abord, après séchage, un échantillon de plus ou moins 1 g est introduit au sein de l'appareil et subit une combustion à haute température avec injection d'oxygène (oxydation). Ensuite, les gaz de combustion sont conduits via un flux d'hélium vers une chambre de réduction. Au sein de celle-ci, les oxydes d'azote sont réduits en diazote. Une fois réduit, le diazote et le dioxyde de carbone produit par la combustion de la matière organique sont adsorbés via l'utilisation de colonnes d'adsorption spécifique et enfin mesurés quantitativement par un détecteur de conductivité électrique.

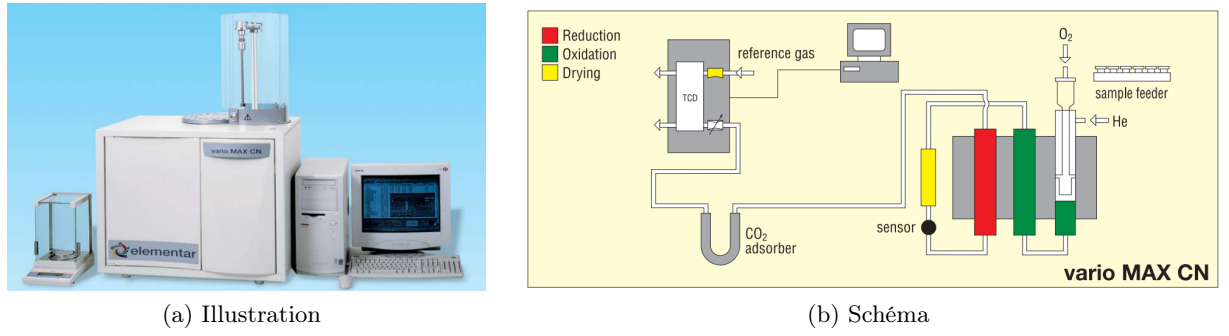


FIGURE 3.7 – Vario Max CN (a) Illustration (b) Schéma

3.4 Méthode de mesure des propriétés physiques et hydrodynamiques

Les propriétés physiques et hydrodynamiques estimées au niveau de ce mémoire sont la texture, les densités apparente et réelle, la porosité, la courbe de rétention en eau, la macroporosité, la réserve en eau utile ainsi que la conductivité hydraulique à saturation. Cette sous-section présente les méthodologies utilisées afin d'estimer ces différentes propriétés du sol.

3.4.1 Texture

Plusieurs échantillons perturbés (14) ont été analysés par le centre provincial de l'agriculture et de la ruralité situé à La Hulpe. Il s'agit des échantillons de la fosse de biochar (FBP1, FBP2, FBP3, FBP4 et FBP5), de la fosse de référence (FRP1, FRP2 et FRP3) ainsi que d'échantillons composites T2P1, T2P2, T4P1, T4P2, T5P1 et T5P2 après regroupement des 5 postes d'un même transect. L'analyse granulométrique est opérée par tamisage et sédimentation selon la norme "NF X 31-107" après séchage, destruction de la matière organique et dispersion à l'hexamétaphosphate de sodium. Il en ressort un pourcentage massique de sable, limon et argile.

3.4.2 Densité réelle

La densité réelle (Eq. 3.2) a été mesurée pour les échantillons perturbés prélevés entre 3 et 8 cm des trois transects via l'utilisation d'un pycnomètre à air. Le pycnomètre à air est un instrument de laboratoire basé sur la loi de Boyle-Mariotte permettant de déterminer la densité réelle d'un échantillon. Son fonctionnement est brièvement décrit au niveau de l'annexe G. La relation linéaire entre cette variable et la teneur en biochar a ensuite servi à estimer la densité réelle des échantillons provenant de la seconde profondeur (13-18 cm).

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_s} \quad \Delta\rho_s = \left| \frac{\delta\rho_s}{\delta M_s} \right| \Delta M_s + \left| \frac{\delta\rho_s}{\delta V_s} \right| \Delta V_s = \frac{1}{V_s} (\Delta M_s + \rho_s \Delta V_s) \quad (3.2)$$

Avec ρ_s la densité réelle [kg/m³], M_s la masse de solide sec [kg], V_s le volume de solide sec [m³], $\Delta\rho_s$ l'erreur absolue de la densité réelle [kg/m³], ΔM_s l'erreur absolue de la masse de solide sec [10⁻⁵ kg] et ΔV_s l'erreur absolue du volume de sol sec [5×10⁻⁸ m³].

3.4.3 Densité apparente

La densité apparente (Eq. 3.3) a été calculée en divisant la masse de solide sec (105 °C, 48h) par le volume d'un kopecki (100,14 cm³).

$$\rho_b = \frac{M_s}{V_t} \quad \Delta\rho_b = \left| \frac{1}{V_t} \right| \Delta M_s \quad (3.3)$$

Avec ρ_b la densité apparente [kg/m³], V_t le volume total de sol [m³], $\Delta\rho_b$ l'erreur absolue de la densité apparente [kg/m³].

3.4.4 Porosité

La porosité a été calculée via la mesure des densités apparente et réelle des échantillons (Éq. 3.4).

$$\epsilon = \frac{V_{vide}}{V_t} = 1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \quad \Delta\epsilon = \left| \frac{\delta\epsilon}{\delta\rho_b} \right| \Delta\rho_b + \left| \frac{\delta\epsilon}{\delta\rho_s} \right| \Delta\rho_s = \frac{1}{\rho_s} (\Delta\rho_b + (1 - \epsilon)\Delta\rho_s) \quad (3.4)$$

Avec ϵ la porosité [m³/m³], V_{vide} le volume de vide (pores) au sein de l'échantillon [m³], $\Delta\epsilon$ l'erreur absolue de la porosité [m³/m³].

3.4.5 Courbe de rétention en eau

La courbe de rétention en eau a été estimée via deux méthodes différentes : méthodologies directe (laboratoire) et indirecte (fonctions de pédotransfert).

3.4.5.1 Laboratoire

Le "bac à sable" et les casseroles à pression sont deux dispositifs qui ont été utilisés pour déterminer 10 couples teneurs en eau volumique-charge matricielle (Tab. 3.1).

TABLE 3.1 – Types d'échantillons utilisés et paliers de charges matricielles réalisés en fonction du dispositif expérimental pour la détermination de la courbe de rétention

Échantillon	Dispositif	Charge matricielle [h] [cm]	pF [-]	Pression [hPa]
Non perturbé (kopecki)	Bac à sable	0	/	0,0
		3,5	0,544	$3,4 \times 10^{-3}$
		12,5	1,097	$1,2 \times 10^{-2}$
		33,5	1,525	$3,3 \times 10^{-2}$
		72,5	1,860	$7,1 \times 10^{-2}$
	Casseroles à basse pression	100	2,000	$9,8 \times 10^{-2}$
		316	2,500	$3,1 \times 10^{-1}$
		1000	3,000	$9,8 \times 10^{-1}$
Perturbé	Casseroles à haute pression	3162	3,500	3,1
		15 849	4,200	15,5

Il est important d'utiliser des échantillons non perturbés dans le bac à sable et la casserole à basse pression en raison de l'influence de la structure du sol sur la courbe de rétention pour des charges matricielles inférieures à 3162 cm (pF = 3,5).

Échantillons non perturbés

Dans un bac contenant de l'eau déminéralisée désoxygénée à laquelle a été ajoutée du sulfate de calcium dihydraté en concentration 0,05 mol/L, les échantillons sont saturés par capillarité grâce à une lame d'eau maintenue constante par un système similaire au vase de Mariotte pendant deux semaines. Cette lame d'eau est ensuite progressivement montée jusqu'à la surface des échantillons sur les dernières 24h afin d'assurer une saturation complète. D'autre part, une fine toile en nylon est fixée au bas de l'échantillon, ce qui permet d'éviter une perte en sol durant les différentes expériences sans entraver le passage de l'eau.

Après saturation, les échantillons sont disposés sur une membrane poreuse en contact avec du sable fin et équilibrés à différentes valeurs de charges matricielles (bac à sable). Le fond du bac est relié via un système de tuyauterie à un réservoir d'eau mobile dont la position détermine la charge matricielle appliquée aux échantillons. La charge matricielle la plus négative qu'il est possible d'appliquer sans rupture du continuum d'eau constitue le point d'entrée d'air du sable fin remplissant le bac à sable. Après leur passage au bac à sable, les échantillons sont transportés dans la casserole à basse pression au sein de laquelle sont appliquées des pressions d'air. Les kopecky sont disposés sur une plaque poreuse à travers laquelle l'eau drainée s'écoule.

Pour chaque palier de charges matricielles/pressions réalisé, la masse totale de l'échantillon est pesée après que l'équilibre soit atteint. La teneur en eau volumique des échantillons peut dès lors être calculée via l'équation 3.5 pour chaque palier, le volume total du kopecky étant égal à 100,14 cm³ et la masse de solide sec étant pesée après mise à l'étuve (105°C, 48h) une fois les expériences terminées.

$$\theta = \frac{V_{eau}}{V_t} = \frac{M_t - M_s}{\rho_{eau} V_t} \quad \Delta\theta = \left| \frac{1}{\rho_{eau} V_t} \right| \Delta M_t + \left| \frac{1}{\rho_{eau} V_t} \right| \Delta M_s \quad (3.5)$$

Avec θ la teneur en eau volumique [m³/m³], V_{eau} le volume d'eau contenu dans l'échantillon pour un palier de charge matricielle/pression donnée [m³], M_t la masse totale de l'échantillon pour un palier de charge matricielle/pression donnée [kg], ρ_{eau} la masse volumique de l'eau [kg/m³], $\Delta\theta$ l'erreur absolue de la teneur en eau volumique [m³/m³] et ΔM_t l'erreur absolue de la masse totale de l'échantillon [kg].

Échantillons perturbés

Les échantillons perturbés, après avoir été saturés en les mélangeant avec de l'eau (formation de boues), sont disposés sur une plaque poreuse dans une casserole haute pression fonctionnant selon le même principe que celle à basse pression. Une pression élevée est exercée dans l'enceinte fermée, les échantillons perdant ainsi progressivement leur eau jusqu'à atteindre l'équilibre. Une fois celui-ci atteint, les échantillons sont pesés et mis à l'étuve (105°C, 48h) afin d'obtenir la masse de solide sec. Ainsi, la teneur en eau volumique peut être obtenue via l'équation 3.6. Étant donné que seuls les pores texturaux influencent la rétention en eau à une charge matricielle très négative, il est possible d'utiliser des échantillons perturbés. L'utilisation de ces derniers permet à l'équilibre

hydrostatique d'être plus rapidement atteint.

$$\theta = \frac{M_t - M_s}{\rho_{eau} V_t} = \frac{M_t - M_s}{M_s} \frac{\rho_b}{\rho_{eau}} \quad \Delta\theta = \left| \frac{\rho_b}{M_s \rho_{eau}} \right| \Delta M_t + \left| \frac{\rho_b M_t}{\rho_{eau} M_s^2} \right| \Delta M_s + \left| \frac{\theta}{\rho_b} \right| \Delta \rho_b \quad (3.6)$$

Ajustement de la courbe de rétention par régression non linéaire

Une estimation de la courbe de rétention d'un échantillon a été obtenue après ajustement d'un modèle aux couples teneur en eau volumique-charge matricielle mesurés via les méthodes décrites ci-dessus par minimisation de la somme des carrés des résidus (R^2). Pour ce faire, la page web d'un programme d'ajustement de courbe non linéaire appelé "SWRC Fit" a été consultée. Les couples teneur en eau/succion matricielle sont entrés sous forme d'un fichier texte dans le logiciel qui effectue un ajustement non linéaire de la courbe de rétention selon le modèle choisi au préalable en utilisant la méthode de Levenberg-Marquardt décrit brièvement au niveau de l'annexe I (Seki, 2007). Dans le cadre de ce mémoire, les modèles de van Genuchten (unimodal) et de Durner (bimodal) ont été appliqués.

Aucun paramètre n'est initialement entré dans le programme "SWRC Fit", ce dernier calculant lui-même les paramètres initiaux (Seki, 2007). En effet, les paramètres initiaux du modèle de Van Genuchten sont dérivés des paramètres du modèle de Brooks et Corey, le modèle de Brooks et Corey étant une approximation du modèle de Van Genuchten. Les paramètres du modèle de Brooks et Corey sont estimés par ajustement non linéaire, les paramètres initiaux de ce modèle étant calculés à l'aide de la pente du graphe logarithmique de deux points de la courbe de rétention en eau du sol. Les paramètres initiaux du modèle de Durner, pour leur part, sont estimés via l'ajustement non linéaire du modèle de Van Genuchten pour des points de faibles charges matricielles (α_1 , n_1 et m_1) et de charges matricielles élevées (α_2 , n_2 et m_2). Le logiciel fait varier le nombre de données utilisées dans les deux domaines de charges matricielles et gardent l'ajustement présentant les meilleurs coefficients de détermination R^2 (définis au niveau de la sous-section 3.6). Dès lors, les paramètres de ce meilleur ajustement sont pris comme valeurs initiales pour le modèle de Durner.

3.4.5.2 Fonctions de pédotransfert

Les paramètres du modèle de Van Genuchten ont également été estimés via l'utilisation des fonctions de pédotransfert (FPT) de Weynants obtenues pour des sols belges. Ces dernières sont des relations statistiques reliant des propriétés du sol facilement mesurables (texture, densité apparente et contenu en carbone organique) aux paramètres des modèles de rétention en eau et de conductivité hydraulique (Tab. 3.2).

Leur principal avantage constitue la vitesse avec laquelle une estimation des courbes de rétention et de conductivité peut être obtenue. Cependant, les FPT de Weynants reposent sur l'hypothèse que les propriétés texturales décrivent le comportement hydraulique des sols (Weynants et al., 2009). Ainsi, leur principale limite constitue le fait que la structure du sol, et par conséquent l'agrégation et la macroporosité, n'est pas prise en compte, ce qui est à l'origine de la mauvaise estimation de la conductivité hydraulique à saturation. Néanmoins, il est à noter que des informations sur la structure du sol sont de plus en plus implémentées dans ces fonctions notamment via l'introduction des variables ρ_b et C_{org} dans les équations.

TABLE 3.2 – Fonctions de pédotransfert de Weynants associées au modèle de Van Genuchten de la courbe de rétention (Weynants et al., 2009)

θ_s	$= 0,6355 + 0,0013 \times [\text{argile}] - 0,1631 \times \rho_b$
θ_r	$= 0$
$\ln(\alpha)$	$= -4,3003 - 0,0097 \times [\text{argile}] + 0,0138 \times [\text{sable}] - 0,0992 \times [C_{org}]$
$\ln(n-1)$	$= -1,0846 - 0,0236 \times [\text{argile}] - 0,0085 \times [\text{sable}] + 0,0001 \times [\text{sable}]^2$
m	$= 1$

Où θ_s et θ_r représentent les teneur en eau volumique respectivement à saturation et résiduelle [m^3/m^3], α [m^{-1}], n [-] et m [-] des paramètres du modèle de Van Genuchten, $[\text{argile}]$ et $[\text{sable}]$ les teneurs respectivement en argile et sable [% massique], ρ_b la densité apparente [g/cm^3] et C_{org} la teneur en carbone organique [g/kg]

3.4.6 Macroporosité

Aucun consensus scientifique n'existe sur la limite inférieure de taille de pores définissant la macroporosité. En effet, Van Oort et al. (1984) ont effectué une revue bibliographique sommaire des classifications de la porosité. Dans ces classifications, les valeurs extrêmes de limite inférieure de taille de macropores sont 0,01 μm et 100 μm . Dans ce mémoire, le % volumique de macropores (Eq. 3.7) a été estimé en prenant pour limites inférieures les valeurs de 30 μm et 10 μm . Selon la loi de Jurin-Laplace (Eq. 2.1) ces limites correspondent respectivement à un pF de 2 et 2,5, en prenant comme valeurs de tension superficielle σ 0,0727 N/m, d'angle de contact solide-eau 0° , de masse volumique de l'eau 1000 kg/m^3 et d'accélération gravitaire g 9,81 m^2/s .

$$\text{macroporosité} = 100 \times (\epsilon - \theta_{pF2-2,5}) \quad \Delta \text{macroporosité} = 100 \times (\Delta \epsilon + \Delta \theta) \quad (3.7)$$

3.4.7 Réserve en eau utile

Une estimation de la réserve en eau utile a été calculée en soustrayant de la teneur en eau volumique à la capacité au champ (pF 2 et pF 2,5) la teneur en eau volumique au point de flétrissement permanent (pF = 4,2), ces teneurs en eau étant mesurées via l'utilisation de "casseroles à pression" (sous-point 3.4.5.1).

3.4.8 Conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique à saturation a été estimée directement (laboratoire) et indirectement (fonction de pédotransfert et modélisation inverse).

3.4.8.1 Laboratoire

En laboratoire, a été estimée la conductivité hydraulique des échantillons de sol non perturbés (kopeckis) de 100 cm^3 préalablement saturés via la même méthode que pour l'estimation en laboratoire de la courbe de rétention (sous-point 3.4.5.1), via l'utilisation d'un perméamètre à charge constante (Fig. 3.8) et l'équation 3.8 dérivée de l'équation de Darcy (Éq. 2.2).

Le perméamètre fonctionne comme suit : une pompe assure une arrivée continue d'eau dans le réservoir d'eau mobile. Le niveau d'eau de ce réservoir est constant et impose le niveau d'eau dans le bac d'eau contenant les kopecki. Via un siphon, le niveau d'eau au-dessus des échantillons est lui-aussi maintenu constant, à un niveau légèrement inférieur au bac d'eau contenant ces échantillons. En raison de cette différence de hauteur du niveau d'eau, une charge hydrostatique H est créée et l'eau s'écoule alors à travers le Kopecki de bas en haut, vers la burette graduée. Ainsi, pour une période temporelle donnée, un volume d'eau est récupéré à la burette. La hauteur d'un kopecki et sa surface mouillée étant des constantes, la conductivité hydraulique à saturation d'un échantillon de sol contenu dans un kopecki peut être déterminée via l'équation 3.8 en mesurant la différence de charge hydraulique H .

$$K_s = \frac{VL}{tSH} \quad \Delta K_s = \left| \frac{\delta K_s}{\delta V} \right| \Delta V + \left| \frac{\delta K_s}{\delta t} \right| \Delta t + \left| \frac{\delta K_s}{\delta H} \right| \Delta H = \frac{K_s}{V} \Delta V + \frac{K_s}{t} \Delta t + \frac{K_s}{H} \Delta H \quad (3.8)$$

Avec K_s la conductivité hydraulique à saturation [m/s], V le volume d'eau récoltée à la burette graduée [m³], L la hauteur d'un kopecki [m], t le temps [s], S la surface mouillée [m²], H la différence de charge hydraulique [m], ΔK_s l'erreur absolue de la conductivité hydraulique à saturation [m/s], ΔV l'erreur absolue de le volume d'eau récoltée à la burette graduée [m³], Δt l'erreur absolue du temps [s], ΔH l'erreur absolue de la différence de charge hydraulique [m]

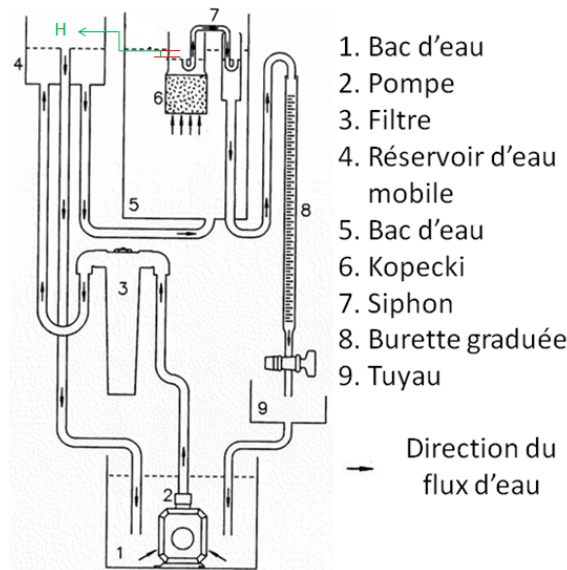


FIGURE 3.8 – Schéma du fonctionnement du perméamètre à charge constante

3.4.8.2 Fonctions de pédotransfert

La conductivité hydraulique à saturation a également été estimée sur base de la fonction de pédotransfert de Weynants (Éq. 3.9) (Weynants et al., 2009). La principale limite de cette méthode a été identifiée au niveau du sous-point 3.4.5.2 et constitue le fait que la structure du sol et la macroporosité ne sont pas prises en compte.

$$\ln(K_s) = 1,9582 + 0,0308 \times [sable] - 0,6142 \times \rho_b - 0,1566 \times [C_{org}] \quad (3.9)$$

Avec K_s la conductivité hydraulique à saturation [cm/j], [sable] la teneur en particules sableuses [% massique], ρ_b la densité apparente [kg/m³] et C_{org} la teneur en carbone organique [g/kg].

3.4.8.3 Modélisation inverse

En raison de la forte variabilité des mesures de conductivité hydraulique à saturation (voir sous-point 4.2.8.1), il a été décidé d'estimer la conductivité hydraulique à saturation par modélisation inverse sur les séries temporelles de teneurs en eau récoltées par le dispositif de capteurs "sentek" installés par l'équipe de chercheurs de Gembloux.

Ainsi, la modélisation inverse consiste, dans ce cas-ci, à déterminer la conductivité hydraulique d'un profil de sol via la minimisation d'une fonction objective représentant les écarts entre les valeurs observées (mesures) et simulées obtenues par résolution de l'équation de transfert d'eau de Richards (Éq. 3.10) (Kool et Parker, 1988). La valeur optimale des paramètres est obtenue lorsque la fonction objective est minimisée.

$$\frac{\delta\theta}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z} \left(K \frac{\delta h}{\delta z} - 1 \right) - S \quad (3.10)$$

Avec z la profondeur dans le sol [m] et S un terme source/puits [s⁻¹].

Dans ce mémoire, le logiciel HYDRUS 1D a été utilisé pour estimer la conductivité hydraulique à saturation par modélisation inverse. HYDRUS est un programme informatique utilisé afin de modéliser l'écoulement d'eau, de solutés et de chaleur dans un sol. Dans le cadre de ce mémoire, seul l'écoulement d'eau a été considéré. Au niveau d'HYDRUS, la fonction objective (Annexe H) est minimisée via la méthode non-linéaire de Levenberg-Marquardt (brièvement décrite au niveau de l'annexe I) qui constitue une méthode des moindres carrés pondérée basée sur la méthode du voisinage maximum de Marquardt (Marquardt, 1963; Simunek et al., 1998). Des informations complémentaires sur le fonctionnement d'HYDRUS peuvent être trouvées dans le manuel de description du programme (Simunek et al., 2013).

La figure 3.9 expose la méthodologie utilisée pour obtenir une estimation de la conductivité hydraulique à saturation par modélisation inverse à l'aide d'HYDRUS. La modélisation inverse a été opérée sur un profil de sol de 80 cm (81 noeuds; 4 matériaux : 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm et 40-80 cm) sur la période de temps comprise entre le 9/11/2018 à 15h et le 5/12/2018 à 15h. Cette période a été sélectionnée suite à la disponibilité des données de teneurs en eau et météorologiques ainsi que suite à la non présence de culture durant ces 26 jours sur la parcelle étudiée. Il a été choisi comme condition à la limite inférieure un "Seepage face $h=0\text{cm}$ " compte tenu des mesures de teneurs en eau par le dispositif de capteurs "sentek" à 80 cm qui indiquent la saturation à cette profondeur (voir sous-point 4.2.8.3). Cette condition impose un flux nul vers le bas à 80 cm à moins que la charge matricielle soit nulle (sol saturé). Au sommet du profil, il a été imposé les conditions de précipitation mesurées par la station météorologique (Fig. 3.10). De plus, les informations quant à l'évapotranspiration potentielle ont été introduites dans le modèle. En terme de paramètres, le facteur de tortuosité a été fixé à 0,5 (Shinomiya et al., 2001; Oh et al.,

2015). Les paramètres du modèle de Van Genuchten ajusté à l'ensemble des mesures de teneurs en eau effectuées aux centres (OBC) et à distance (REF) des aires de falde ont été utilisés (Annexe R) tandis que les valeurs de conductivité hydraulique à saturation (moyennées aux centres (OBC) et à distance (REF) des aires de falde) mesurées via le perméamètre à charge variable ont été implémentées comme conditions initiales dans le modèle. Les bornes inférieures et supérieures ont été fixées respectivement à 0,01 mm/h et 200 mm/h afin de couvrir une large gamme de valeurs de conductivité hydraulique à saturation.

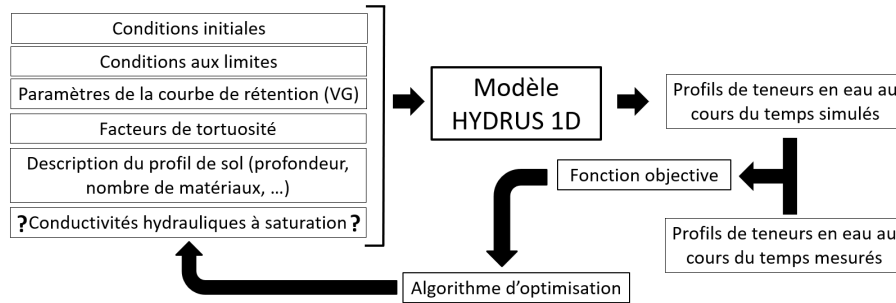


FIGURE 3.9 – Schéma de la méthodologie d'utilisation d'HYDRUS pour estimer la conductivité hydraulique à saturation par modélisation inverse

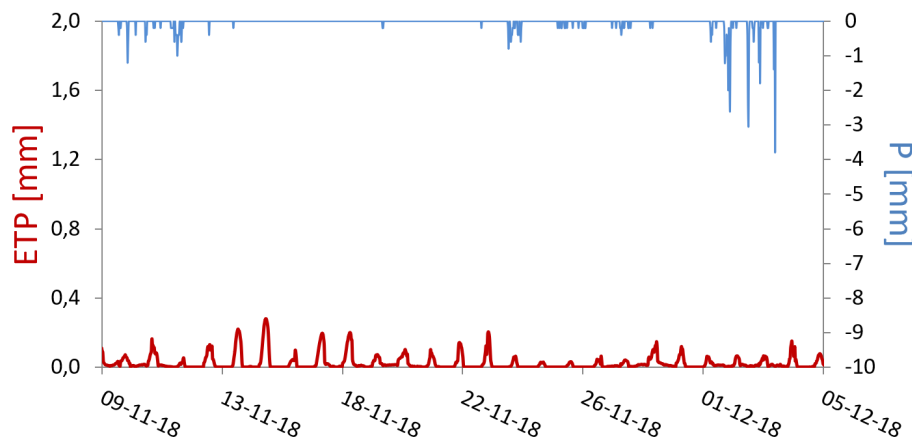


FIGURE 3.10 – Conditions aux limites supérieures (pluviométrie et évapotranspiration potentielle) mesurées/calculées par la station météorologique installée sur le terrain d'étude pour la période du 9/11/2018 à 15h au 5/12/2018 à 15h utilisée pour la modélisation inverse

Afin d'obtenir des résultats plus robustes ainsi que le minimum global de la fonction objective, une version MATLAB de "DiffeRential Evolution Adaptive Metropolis" (DREAM) utilisant un algorithme global a été appliquée au système. En effet, cette version de DREAM combine méthode Bayésienne et algorithme de Metropolis (méthode MCMC : "Markov Chain Monte Carlo") afin de déterminer la distribution *a posteriori* des paramètres en conditionnant le comportement spatio-temporel du modèle sur les mesures de la réponse observée du système (Vrugt, 2015). De plus amples informations théoriques peuvent être trouvées au sein du manuel de DREAM écrit par Vrugt (2015). Dans le cadre de ce mémoire, le module d'inversion de DREAM a été employé similairement à l'étude menée par Scharnagl et al. (2011). Il est à noter que la fonction de vraisemblance utilisée est celle de Box et Tiao (1992).

Contrairement à HYDRUS, le programme DREAM ne nécessite pas d'entrer au sein du modèle une valeur initiale des paramètres à optimiser mais une distribution *a priori* de ces derniers. Ainsi, une distribution *a priori* uniforme entre 0,01 et 200 mm/h a été introduite dans le modèle pour la

conductivité hydraulique à saturation. Les autres entrées du programme sont identiques et décrites ci-dessus.

Les résultats de la modélisation inverse dépendent du type de sol investigué, du type de conditions aux limites utilisées, de la structure du modèle, de l'information contenue dans le signal (série temporelle de teneurs en eau) ainsi que des erreurs commises lors de la mesure des données expérimentales (Kool et al., 1988 ; Ritter et al., 2002).

3.5 Méthode d'estimation de l'évolution des flux d'eau et des stocks d'eau par modélisation directe

Afin d'identifier l'éventuel impact du biochar préindustriel sur les flux d'eau et sur les stocks d'eau d'un profil de sol, une méthodologie comparant un sol avec et sans biochar et impliquant la simulation d'un évènement pluvieux a été testée au moyen du logiciel HYDRUS afin d'opérer une modélisation directe.

La figure 3.11 présente la méthodologie d'utilisation d'HYDRUS pour la modélisation directe. Les conditions initiales, aux limites, les paramètres de la courbe de rétention, de tortuosité, les valeurs de conductivités hydrauliques à saturation et une description du profil de sol (profondeur considérée, nombre de noeuds et de matériaux,...) sont entrées dans le modèle. Il en ressort une estimation des flux d'eau (drainage, évaporation, infiltration, ruissellement,...), du stock d'eau et des profils de teneurs en eau sur la période modélisée.

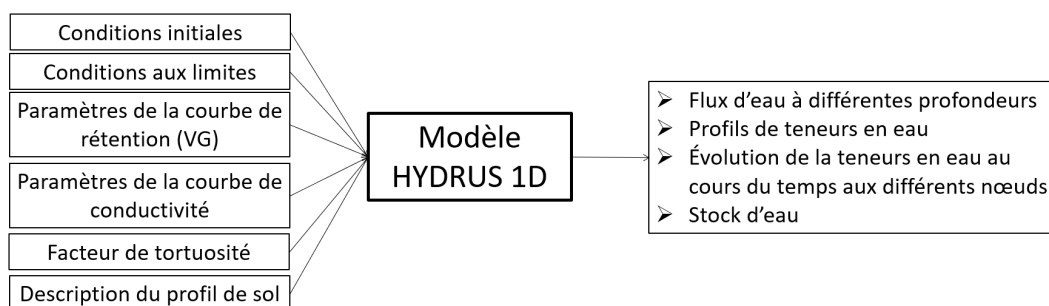


FIGURE 3.11 – Méthodologie d'utilisation d'HYDRUS pour la modélisation directe

La méthodologie testée repose sur la simulation d'une précipitation intense d'une durée de 2h avec une période de retour de 100 ans à Uccle (38,51 mm). L'objectif poursuivi par cette démarche est d'identifier l'éventuel impact du biochar préindustriel en terme de rétention (stock d'eau) et de flux d'eau (ruissellement, évaporation et drainage) en conditions extrêmes de précipitation. Ainsi, une précipitation de 38,51 mm sur les deux premières heures a été imposée comme conditions à la limite supérieure ("Atmospheric BC with Surface Run Off"). Les conditions initiales entrées sont d'une part un profil de teneur en eau homogène de $0,25 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (cas 1 : condition initiale de sol sec) et d'autre part de $0,40 \text{ m}^3/\text{m}^3$ (cas 2 : condition initiale de sol humide). La simulation a été opérée sur un profil de sol de 40 cm (41 noeuds ; 3 matériaux : 0-10 cm, 10-20 cm et 20-40 cm), le biochar étant situé en majorité en surface du sol. Pour la condition à la limite inférieure, un gradient de charge hydraulique unitaire a été imposé ("free drainage"). Les paramètres de rétention en eau constituent ceux obtenus via ajustement du modèle de Van Genuchten aux couples teneurs en eau-charges matricielles obtenus en laboratoire au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de

faulde (Annexe R). Il est à noter que les paramètres du modèle de Van Genuchten entrés pour la couche 20-40 cm sont identiques au centre et à distance des aires de faulde. En effet, l'incertitude sur la courbe de rétention entre pF 2,5 et pF 3,5 pour le sol adjacent (REF) étant trop élevée, seule la courbe de rétention du centre a été introduite dans le modèle. Le facteur de tortuosité a été fixé à 0,5 (Shinomiya et al., 2001 ; Oh et al., 2015). Les valeurs de conductivité hydraulique à saturation entrées proviennent des mesures opérées au perméamètre au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde. En raison de l'extrême variabilité des résultats de conductivité hydraulique à saturation, il a été décidé non pas d'entrer dans le modèle une valeur unique de conductivité hydraulique à saturation pour la couche 0-20 cm, mais 500 valeurs tirées aléatoirement au sein d'une distribution de type gaussien générée à partir de la moyenne et de l'écart-type observés du logarithme de la conductivité hydraulique à saturation mesurée à l'aide du perméamètre à charge constante (sous-point 3.4.8.1), le but étant d'évaluer une incertitude sur les résultats liée à la variabilité des valeurs de conductivité hydraulique à saturation mesurées.

3.6 Analyse statistique

Dans un but de caractériser l'éventuel impact du biochar préindustriel sur les propriétés physiques et hydrodynamiques ainsi que sur les flux d'eau dans le sol sous climat tempéré, des régressions linéaires ont été opérées entre une variable (densité réelle, teneur en eau à saturation, réserve en eau utile,...) et la teneur en biochar préindustriel par la méthode des moindres carrés.

Afin d'évaluer la qualité des régressions linéaires, différents indicateurs ont été calculés. Ces indicateurs sont le coefficient de détermination R^2 (Éq. 3.11), la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne RMSE (Éq. 3.12), le coefficient de corrélation linéaire de Pearson r_p (Éq. 3.13) et la p-valeur. Les R^2 et RMSE fournissent une indication sur la qualité de l'ajustement d'un modèle tandis que le r_p indique le niveau de corrélation linéaire entre deux variables. La p-valeur, pour sa part, quantifie le degré de signification statistique du test de linéarité, ce qui permet d'identifier si l'hypothèse d'un lien linéaire entre deux variables est à rejeter. Plus la p-valeur est faible, plus la probabilité de faire une erreur en acceptant l'hypothèse d'un lien linéaire avec une pente significativement différente de 0 est faible. Dans ce mémoire, une valeur limite de 0,05 a été choisie, ce qui signifie que cette hypothèse est rejetée lorsque la p-valeur est supérieure à 0,05.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \text{ avec } \bar{y} = \sum_{i=1}^n \frac{y_i}{n} \quad (3.11)$$

Où R^2 constitue le coefficient de détermination, n le nombre de mesure, y_i la valeur de la mesure, $\bar{y}$ la moyenne des mesures et $\hat{y}_i$ la valeur prédite par le modèle.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - y_i)^2}{n}} \quad (3.12)$$

Où RMSE constitue la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne ("root mean square error").

$$r_p = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y} = \frac{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \text{ avec } \bar{x} = \sum_{i=1}^n \frac{x_i}{n} \text{ et } \bar{y} = \sum_{i=1}^n \frac{y_i}{n} \quad (3.13)$$

Où r_p constitue le coefficient de corrélation linéaire de Pearson, σ_{xy} la covariance entre x et y , σ_x l'écart-type de x , σ_y l'écart-type de y , x_i la valeur de la mesure de x , $\bar{x}$ la moyenne des mesures de x .

4 Résultats et discussions

4.1 Détermination de la teneur en biochar

La figure 4.1 présente les résultats de teneur en carbone organique des échantillons prélevés. Les résultats de teneur en biochar, déterminée en opérant la différence de teneur en carbone organique entre l'échantillon en question et un échantillon provenant de la fosse de référence à la même profondeur, sont repris au niveau de la figure 4.2.

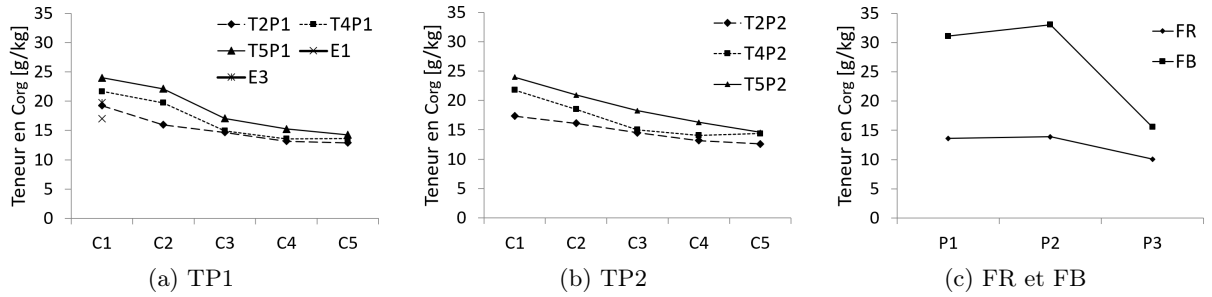


FIGURE 4.1 – Teneur en carbone organique total des échantillons prélevés au niveau du site d'étude lors de la réalisation des transects à une profondeur comprise entre (a) 3 et 8 cm (P1) (b) 13 et 18 cm (P2) et (c) des fosses de référence FR et de biochar FB. T2, T4 et T5 représentent les 3 transects effectués.

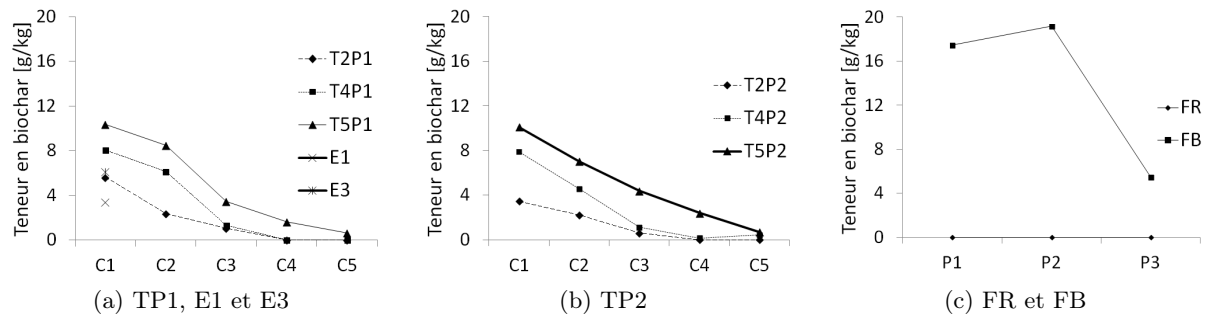


FIGURE 4.2 – Teneur en biochar des échantillons prélevés au niveau du site d'étude lors de la réalisation des transects à une profondeur comprise entre (a) 3 et 8 cm (P1) (b) 13 et 18 cm (P2) et (c) des fosses de référence FR et de biochar FB. T2, T4 et T5 représentent les 3 transects effectués.

Les teneurs en carbone organique sont en moyenne de $21,3 \pm 2,6$ g/kg et de $13,7 \pm 0,8$ g/kg respectivement au centre (C1) et à distance (C5) des aires de faulde sur les 20 premiers centimètres de sol. Au niveau de la fosse de référence (FR), cette variable atteint $13,75 \pm 0,2$ g/kg, ce qui est comparable aux valeurs obtenues à distance des aires de faulde (C5). Au niveau de la littérature scientifique, Kerré et al. (2017) ont obtenu pour des sols limoneux sous culture de maïs une teneur en carbone organique de 35 g/kg et 20 g/kg respectivement au centre et à distance des aires de faulde wallonnes tandis qu'Hardy et al. (2016b), dans leur étude sur les aires de faulde wallonnes sous diverses occupations du sol, ont obtenu des proportions comprises entre 14,3 g/kg et 64,4 g/kg au centre des aires de faulde et entre 10,1 g/kg et 26,4 g/kg pour les sols adjacents. Il est à noter également que les teneurs en carbone organique obtenues en surface au niveau de la fosse de référence et à distance des aires de faulde (C5) sont proches de la valeur moyenne ($12 \pm 0,3$ g/kg).

des sols limoneux wallons sous culture provenant de la base de données REQUASUD (Genot et al., 2012).

Concernant la teneur en biochar, les résultats obtenus sont en moyenne de $7,6 \pm 2,7$ et $0,3 \pm 0,3$ g/kg respectivement au centre (C1) et à distance (C5) des aires de faulde sur les 20 premiers centimètres de sol. Les concentrations mesurées dans l'étude d'Hardy et al. (2016b) sont comprises entre 1,8 g/kg et 33,1 g/kg au niveau du centre des aires de faulde wallonnes et entre 0 et 2,6 g/kg pour les sols adjacents suite à l'utilisation d'un calorimètre numérique à balayage différentiel.

Ainsi, les proportions de biochar préindustriel au sein du contenu en carbone organique sont en moyenne de 35,7% et 2,2% en masse respectivement au centre et à distance des aires de faulde sur les deux premières profondeurs. Dans l'étude d'Hardy et al. (2016b), ces proportions atteignent en moyenne 39,2% et 5,3% en masse respectivement.

Il est à noter que les échantillons provenant de la fosse de biochar présentent des teneurs en carbone organique élevées (jusqu'à 34 g/kg) par rapport aux autres échantillons provenant notamment du centre des aires de faulde. Cette différence provient de l'occupation et travail du sol ainsi que de la date d'échantillonnage. En effet, la fosse de biochar est située en bordure de la parcelle, dans une bande faisant office de prairie tandis que les transects et la fosse de référence ont été réalisés au sein du champ. De plus, la fosse de biochar a été échantillonnée en décembre 2017 tandis que les échantillons des transects et de la fosse de référence ont été prélevés en juillet 2018. Ces deux faits expliquent la teneur en biochar élevée obtenue au niveau de la fosse de biochar qui n'a, par conséquent, aucun sens.

D'autre part, la méthode utilisée pour la détermination de la teneur en biochar dans ce mémoire jouit d'une faible représentativité pour plusieurs raisons :

- Premièrement, l'analyse repose sur seulement 1 g de sol par échantillon.
- Ensuite, la méthodologie utilisée repose sur la différence de teneur en carbone organique total entre un échantillon provenant des transects et un de la fosse de référence à la même profondeur. Cependant, il est reconnu que le biochar agit sur la dynamique du carbone organique non charré dans le sol et ainsi sur son réservoir. En effet, la présence de résidus charrés au sein d'un sol augmente légèrement la teneur en carbone organique non charré à long terme, possiblement en raison d'une adsorption et protection de molécules organiques dissoutes à la surface des particules de biochar ou/et la production de plus de biomasse et ainsi de son retour au sol (Liang et al., 2010 ; Hernandez-Soriano et al., 2015 ; Hardy et al., 2016b). Hardy et al. (2016b) ont observé un accroissement d'un facteur 1,25 du contenu en carbone organique total non charré au centre des aires de faulde par rapport aux sols adjacents suite à l'utilisation d'un calorimètre numérique.
- De plus, la teneur en carbone organique d'une parcelle constitue une variable hétérogène.
- Enfin, il est possible que les échantillons pris comme référence (FR) contiennent du biochar préindustriel en faible concentration. En effet, Hardy et al. (2016b) ont quantifié la teneur en biochar de sols adjacents aux aires de faulde wallonnes à l'aide d'un calorimètre numérique à balayage différentiel et ont obtenu une proportion de biochar au sein du carbone organique total en surface en moyenne de 5,3% en masse.

4.2 Détermination des propriétés physiques et hydrodynamiques

4.2.1 Texture

L'ensemble des résultats de texture obtenus pour 14 échantillons provenant du site d'étude, disposés dans un triangle textural belge (Fig. 4.3), se situent dans la classe limoneuse de celui-ci. En effet, les échantillons sont constitués d'une majorité de particules limoneuses (75-80% en masse) avec une proportion non négligeable de particules argileuses (15-20% en masse). La proportion de particules sableuses ne dépasse pas 7% en masse.

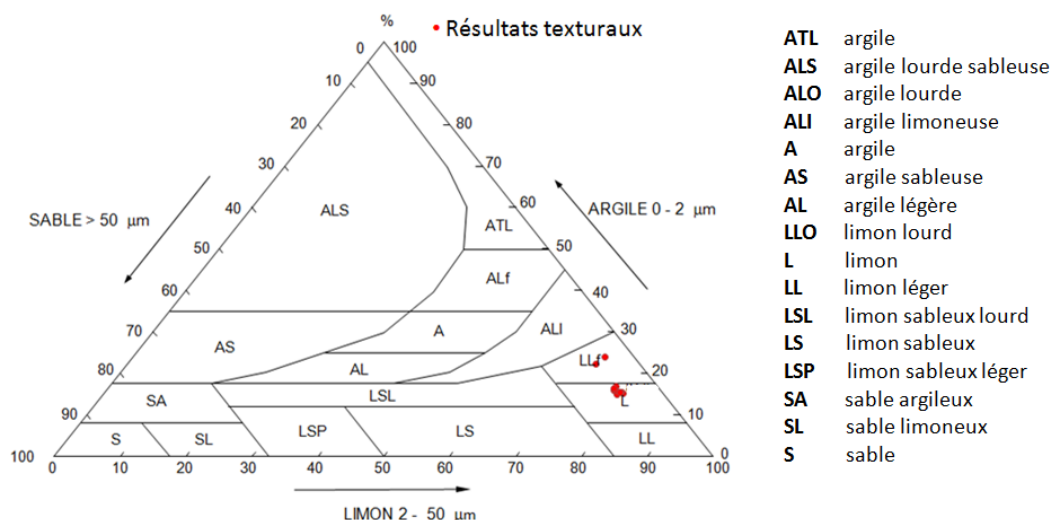


FIGURE 4.3 – Triangle textural belge reprenant les résultats de texture de 14 échantillons provenant du site d'étude

4.2.2 Densité réelle

La figure 4.4 présente les résultats des mesures de densité réelle des échantillons.

La densité réelle du sol est en moyenne de $2,53 \pm 0,07$ g/cm³ au centre des aires de faulde, soit 9% plus faible qu'à distance de celles-ci ($2,78 \pm 0,04$ g/cm³). Ainsi, cette variable mesurée à l'aide d'un pycnomètre à air au centre (à distance) des aires de faulde est en moyenne plus faible (élevée) que la valeur traditionnelle utilisée de 2,65 g/cm³, valeur de la densité réelle du quartz (Hardie et al., 2014).

D'autre part, les résultats et indicateurs statistiques montrent une relation linéaire décroissante significative entre la densité réelle du sol et la teneur en biochar (Fig. 4.4). Ceci peut être expliqué par la faible densité des particules de biochar. En effet, Brewer et al. (2009) ainsi qu'Abel et al. (2013) ont mesuré la densité réelle de biochar nouvellement formé et ont obtenu des valeurs variant respectivement de 1,54 à 2,06 g/cm³ et 1,46 à 1,61 g/cm³, la densité réelle des particules de biochar dépendant principalement de la température et de la durée de la pyrolyse.

Cependant, il est à noter que les incertitudes absolues sur les mesures sont élevées. Au plus le volume de sol testé est faible, au plus l'incertitude sur l'estimation de la densité réelle est élevée.

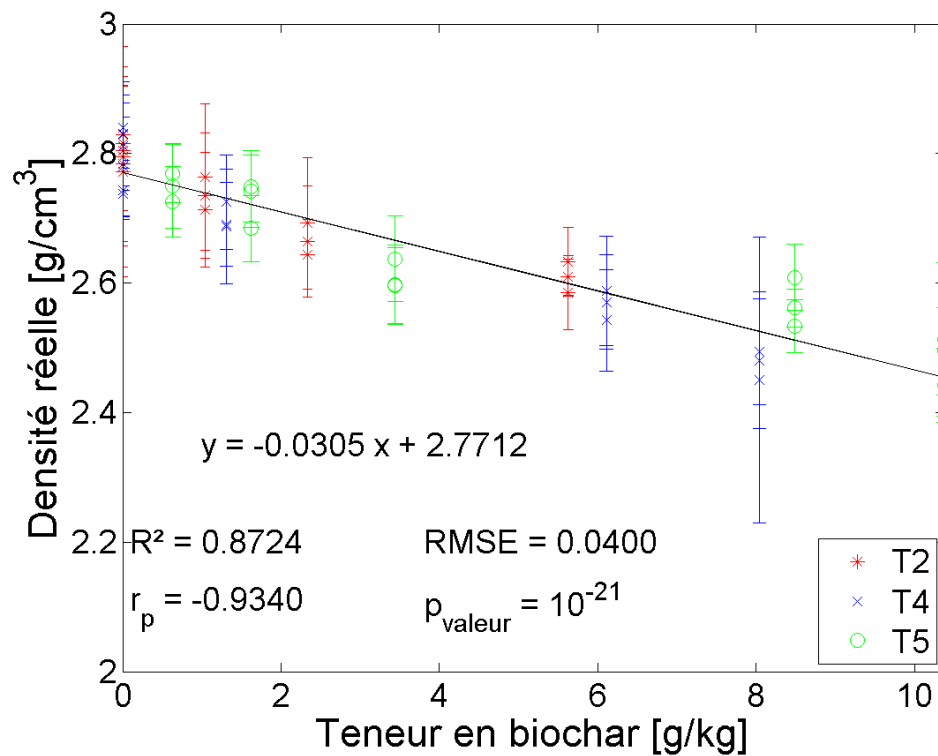


FIGURE 4.4 – Impact du biochar préindustriel sur la densité réelle en surface (3-8 cm) du sol au niveau du site d'étude. T2, T4 et T5 représentent les 3 transects effectués.

4.2.3 Densité apparente

La figure 4.5 montre le lien entre teneur en biochar et densité apparente. Les données brutes sont présentées à l'annexe J. L'erreur absolue sur la mesure de la densité apparente calculée via l'équation 3.3 est une constante équivalant à 10^{-4} g/cm³.

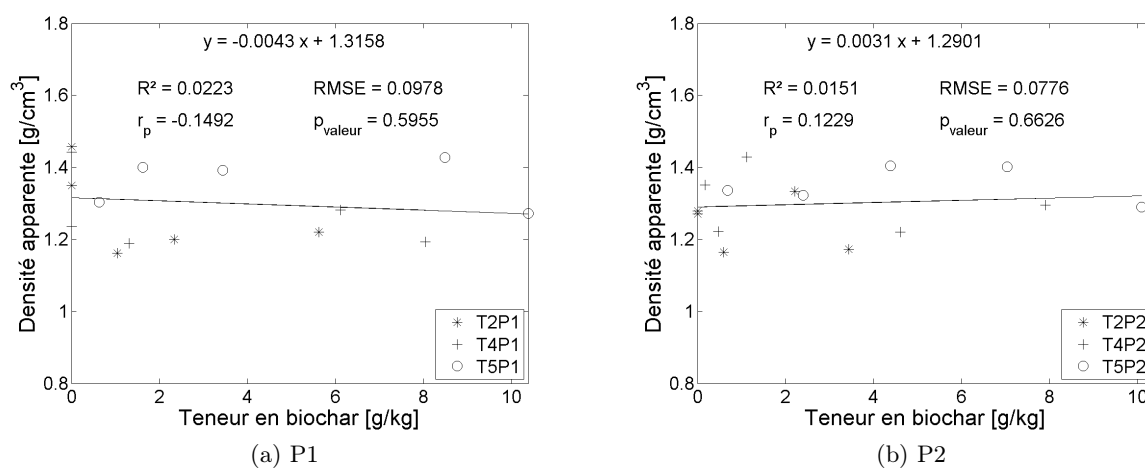


FIGURE 4.5 – Impact du biochar préindustriel sur la densité apparente du sol au niveau du site d'étude à une profondeur (a) de 3 à 8 cm (b) de 13 à 18 cm

Une première analyse des résultats permet de constater que la densité apparente moyenne mesurée entre 3 et 8 cm au niveau des transects est identique à celle obtenue à la seconde profondeur (13-18

cm) et équivalant à $1,30 \text{ g/cm}^3$. D'autre part, la densité apparente au centre et à distance des aires de faulde est en moyenne sur 20 cm respectivement de $1,23 \pm 0,05 \text{ g/cm}^3$ et $1,29 \pm 0,05 \text{ g/cm}^3$, laissant présager une possible diminution de cette variable avec la teneur en biochar. Cependant, la densité apparente moyenne de la fosse de référence sur les 20 premiers centimètres du sol est de $1,23 \pm 0,09 \text{ g/cm}^3$, ce qui est comparable à la densité apparente obtenue au centre des aires de faulde. Ces valeurs de densité apparente sont plus faibles que la gamme de valeurs attendue ($1,4$ à $1,5 \text{ g/cm}^3$) pour un sol limoneux mentionnée par le département de l'agriculture des États-Unis (<https://cutt.ly/DyMp77>⁷, consulté le 23/05/2019).

Les résultats des transects n'ont pas permis de mettre en évidence un lien entre teneur en biochar et densité apparente du sol, la pente de la droite de régression étant faible et non significative. Ce constat est en contradiction avec la littérature scientifique. En effet, plusieurs chercheurs ont observé une diminution de la densité apparente avec la teneur en biochar dans des études menées sur du jeune biochar, diminution comprise entre $0,04$ et $0,21 \text{ g/cm}^3$ par 10 g/kg supplémentaire de biochar introduit au sein du sol (Abel et al., 2013; Andrenelli et al., 2016; Gamage et al., 2016; Glab et al., 2016). Cette diminution est associée d'une part à l'effet structurant du biochar et d'autre part à la faible densité apparente des particules de biochar. En effet, Weber et Quicker (2018) ont étudié notamment l'impact de la température de pyrolyse sur la densité apparente intrinsèque au biochar formé à partir de bois et ont pu constater que celle-ci, quelle que soit la température de pyrolyse ($300\text{-}500^\circ\text{C}$), est inférieur à $0,4 \text{ g/cm}^3$ (Fig. 2.10 (a)). De même, Ouyang et al. (2013) ont obtenu une valeur de $0,35 \text{ g/cm}^3$ pour leurs particules de biochar.

Les résultats contradictoires observés dans ce mémoire peuvent être expliqués possiblement via :

- des mauvaises conditions d'échantillonnage (sécheresse) impliquant une erreur non prise en compte sur le volume total de certains échantillons. En effet, un sol cassant a pu entraîner le non remplissage de certains kopecky, la sur-estimation du volume total de ceux-ci et par conséquent une sous-estimation de la densité apparente.
- des erreurs/approximations dans la caractérisation de la teneur en biochar (sous-section 4.1);
- une teneur en biochar globalement trop faible : il est possible que la teneur en biochar des échantillons soit trop faible ($<1\%$ en masse) que pour pouvoir mettre en évidence une tendance nette compte tenu de la variabilité des mesures. Cependant, Gamage et al. (2016) ont pu mettre en évidence une diminution de la densité apparente avec la teneur en biochar pour des proportions de biochar inférieures à 1% dans une étude menée au Sri Lanka sur un sol limono-sableux suite à la pyrolyse de riz à une température de 600°C , 6 mois après l'ajout de particules de biochar.
- l'âge du biochar : le temps au sein du sol pourrait atténuer les effets du biochar, suite à une oxydation prononcée.

4.2.4 Porosité

La figure 4.6 présente le lien entre teneur en biochar et porosité calculée à partir des mesures des densités apparente et réelle. Les résultats bruts se trouvent au niveau de l'annexe K. Les valeurs de densité réelle ayant été mesurées seulement pour la première profondeur (3-8 cm), la relation

7. https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/office/ssr10/tr/?cid=nrcs144p2_074844

linéaire obtenue entre densité réelle et teneur en biochar (point 4.2.2) a été utilisée pour estimer les valeurs de densité réelle des échantillons à la seconde profondeur (13-18 cm). Il est à noter que l'erreur absolue sur le calcul de la porosité varie de 0,008 à 0,029 m³/m³, soit de 1,6% à 5,6% la valeur calculée des porosités et est, par conséquent, non négligeable et directement liée aux valeurs élevées d'erreurs absolues sur les mesures de densité réelle (point 4.2.2).

La porosité sur les 20 premiers centimètres du sol est en moyenne 3,7% plus faible au centre des aires de faulde ($0,52 \pm 0,03$ m³/m³) que à distance de celles-ci ($0,54 \pm 0,02$ m³/m³).

D'un autre côté, les résultats montrent la présence d'un lien significatif linéaire légèrement décroissant de la porosité avec la teneur en biochar préindustriel pour la seconde profondeur (13-18 cm). Les résultats de densités ayant mis en évidence d'une part une relation linéaire décroissante entre la densité réelle du sol et la teneur en biochar et d'autre part l'existence d'aucun lien avec la densité apparente, il est logique de retrouver une décroissance de la porosité avec le contenu en biochar.

Ce constat ne correspond cependant pas à ce qui peut être attendu. En effet, une production de biochar par la méthode de carbonisation en meule telle que pratiquée durant le 18^e en Wallonie est caractérisée par une température maximale de pyrolyse/combustion de 400-450°C (Schenkel et al., 2018). Or, une production de biochar à partir de bois dans cette gamme de températures fournit un composé ayant une porosité intrinsèque supérieure à 60% (Fig. 2.10 (b)). En effet, Weber et Quicker (2018) ont étudié notamment l'impact de la température de pyrolyse sur la porosité du biochar et ont pu constater une nette augmentation de la porosité intrinsèque avec la température de pyrolyse, la porosité étant de 50% à 55% et de 70% à 75% pour des températures de pyrolyse respectivement de 300°C et 850°C.

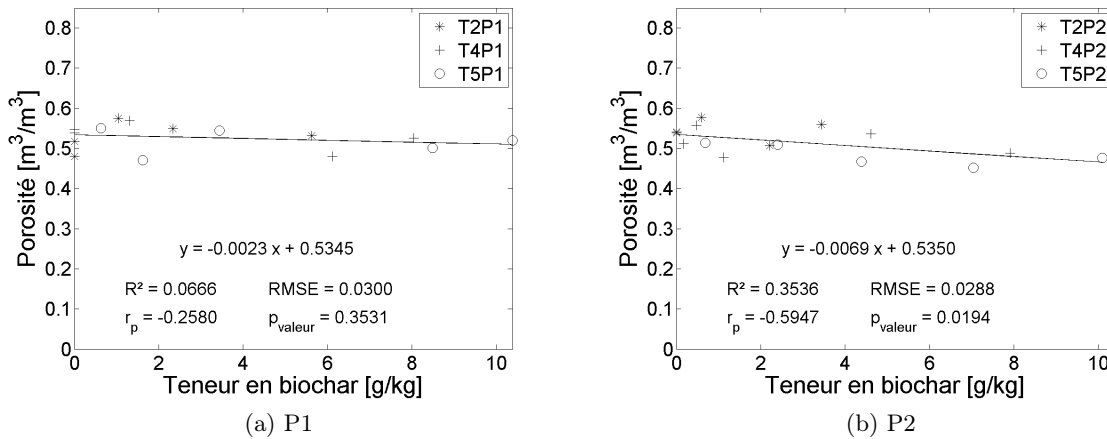


FIGURE 4.6 – Impact du biochar préindustriel sur la porosité du sol calculée à partir des mesures de densités apparente et réelle au niveau du site d'étude à une profondeur (a) P1 de 3-8 cm (b) P2 de 13-18 cm

Ainsi, une diminution de la porosité du sol avec la teneur en biochar est en contradiction avec la littérature scientifique qui identifie un lien croissant entre les deux variables, attribué à la haute porosité intrinsèque du biochar et à son effet structurant (Abel et al., 2013; Andrenelli et al., 2016; Gamage et al., 2016; Glab et al., 2016). Ces études ont observé une augmentation de la

porosité comprise entre 0,015 et 0,082 m³/m³ en volume par 10 g/kg supplémentaire de jeune biochar. Les raisons possibles quant à cette contradiction sont les suivantes :

- une incertitude non négligeable pour la détermination de la densité réelle (point 4.2.2) ;
- une mauvaise estimation de la densité apparente en raison des conditions climatiques sèches lors de l'échantillonnage générant des erreurs sur le volume total des échantillons structurés (point 4.2.3) ;
- des erreurs/approximations dans la caractérisation de la teneur en biochar (sous-section 4.1) ;
- l'âge du biochar : le temps au sein du sol pourrait atténuer les effets du biochar, suite à une oxydation prononcée.

D'autre part, la confrontation des calculs de porosité avec la teneur en eau à saturation ont montré des résultats également intéressants (Fig.4.7). En effet, la porosité calculée via les mesures des densités apparente et réelle est globalement plus élevée que celle obtenue à partir des mesures de teneur en eau à saturation. Ceci semble logique et peut s'expliquer simplement par le fait que la mesure de la teneur en eau saturation implique une saturation complète de l'ensemble des pores de l'échantillon, ce qui peut être difficile à obtenir même en laboratoire. Cependant, la différence de porosité obtenue via les deux méthodes atteint pour certains échantillons presque 10% en volume, ce qui est élevée et difficilement explicable.

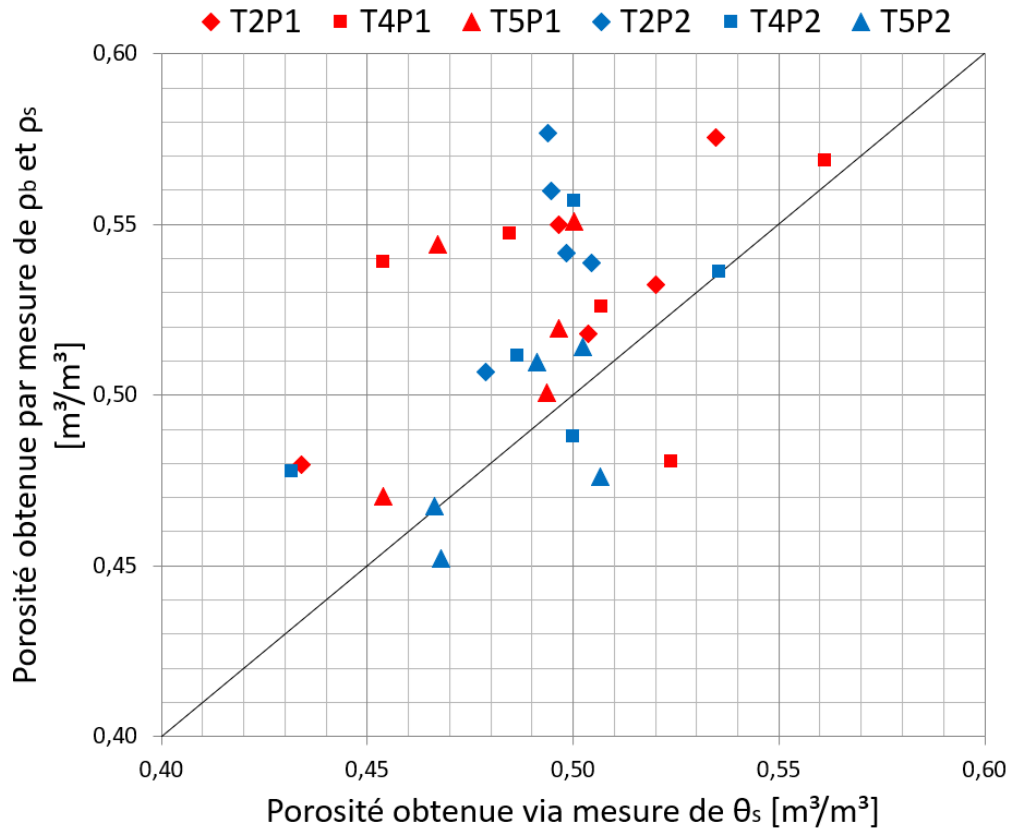


FIGURE 4.7 – Confrontation des résultats de porosité obtenus d'une part via la mesure des densités apparente et réelle et d'autre part via la mesure de la teneur en eau à saturation

4.2.5 Courbe de rétention

4.2.5.1 Teneurs en eau mesurées en laboratoire

Le tableau 4.1 présente une comparaison des teneurs en eau moyennes mesurées pour chaque palier de charges matricielles réalisé entre le centre des aires de faille (C1) et les sols adjacents (C5) sur les 20 premiers centimètres du sol. L'erreur absolue sur la mesure de teneur en eau est une constante de $2 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{m}^3$ en supposant une erreur sur le volume total d'un kopecky nulle pour un pF compris entre 0 et 3, et est inférieure à $2,3 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{m}^3$ pour les pF 3,5 et 4,2. Par conséquent, ces erreurs absolues calculées sont négligeables par rapport aux valeurs mesurées de teneur en eau volumique.

Les teneurs en eau moyennes à saturation, à pF 2 et à pF 4,2 sont respectivement de $0,503 \pm 0,009 \text{ m}^3/\text{m}^3$, $0,381 \pm 0,012 \text{ m}^3/\text{m}^3$ et de $0,131 \pm 0,014 \text{ m}^3/\text{m}^3$ au centre des aires de faille. À distance de celles-ci, ces teneurs en eau sont plus faibles et atteignent $0,498 \pm 0,007 \text{ m}^3/\text{m}^3$, $0,370 \pm 0,017 \text{ m}^3/\text{m}^3$ et $0,125 \pm 0,006 \text{ m}^3/\text{m}^3$. Dans son étude sur les aires de faille wallonnes (sol limoneux sous culture), Kerré et al. (2017) ont mesuré une teneur en eau à saturation moyenne de 0,517 et de 0,486 respectivement au centre et à distance des aires de faille, constatant par conséquent une différence plus prononcée que dans ce mémoire, de même que pour les valeurs moyennes de teneurs en eau à pF 2 (0,429 et 0,409). Contrairement aux résultats de ce mémoire, Kerré et al. (2017) ont obtenu une teneur en eau à pF 4,2 similaire au centre et à distance des aires de faille avec une valeur moyenne d'environ $0,137 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

Le tableau 4.1 met en évidence une teneur en eau moyenne plus élevée au centre des aires de faille pour chaque palier de charges matricielles réalisé, une différence comprise entre 0,59% et 1,41% en volume. Pour leur part, Kerré et al. (2017) ont observé une teneur en eau plus élevée au centre des aires de faille pour toute charge matricielle inférieure à 1000 cm. Au-dessus de cette charge matricielle (sol plus sec), aucune différence entre centre des aires de faille et sols adjacents n'a pu être mise en évidence dans leur étude, contrairement à ce qui a pu être observé dans ce mémoire.

TABLE 4.1 – Comparaison des teneurs en eau moyennes mesurées en laboratoire à chaque palier de charges matricielles pour les échantillons au centre des aires de faille (C1) et à distance de celles-ci (C5) en surface (0-20 cm)

Charges matricielles	$\theta_{moyenne} [\text{m}^3/\text{m}^3]$		$(\theta_{C1} - \theta_{C5}) \times 100$ [% volumique]
	C1	C5	
0 cm	$0,503 \pm 0,009$	$0,498 \pm 0,007$	0,59
3,5 cm	$0,476 \pm 0,017$	$0,466 \pm 0,010$	1,08
12,5 cm	$0,444 \pm 0,019$	$0,430 \pm 0,016$	1,41
33,5 cm	$0,411 \pm 0,017$	$0,398 \pm 0,016$	1,37
72,5 cm	$0,387 \pm 0,016$	$0,377 \pm 0,018$	1,08
100 cm	$0,381 \pm 0,012$	$0,370 \pm 0,017$	1,13
316,2 cm	$0,351 \pm 0,012$	$0,344 \pm 0,012$	0,74
1000 cm	$0,312 \pm 0,012$	$0,302 \pm 0,022$	1,04
3162 cm	$0,160 \pm 0,016$	$0,153 \pm 0,005$	0,71
15850 cm	$0,131 \pm 0,014$	$0,125 \pm 0,006$	0,62

La figure 4.8 présente l'évolution des teneurs en eau mesurées à plusieurs charges matricielles ($h=0\text{cm}$, $pF\ 2,5$ et $pF\ 4,2$) aux profondeurs P1 (3-8 cm) et P2 (13-18 cm) avec la teneur en biochar. L'ensemble des graphes représentant l'impact du biochar sur la teneur en eau pour tous les paliers de charges matricielles opérés est disponible au niveau de l'annexe M. Le tableau 4.2 résume ces figures en reprenant comme données l'ordonnée à l'origine et la pente des droites de régression linéaire, les coefficient de détermination et de corrélation (Pearson), la racine carrée de l'erreur quadratique moyenne ainsi que la p_{valeur} .

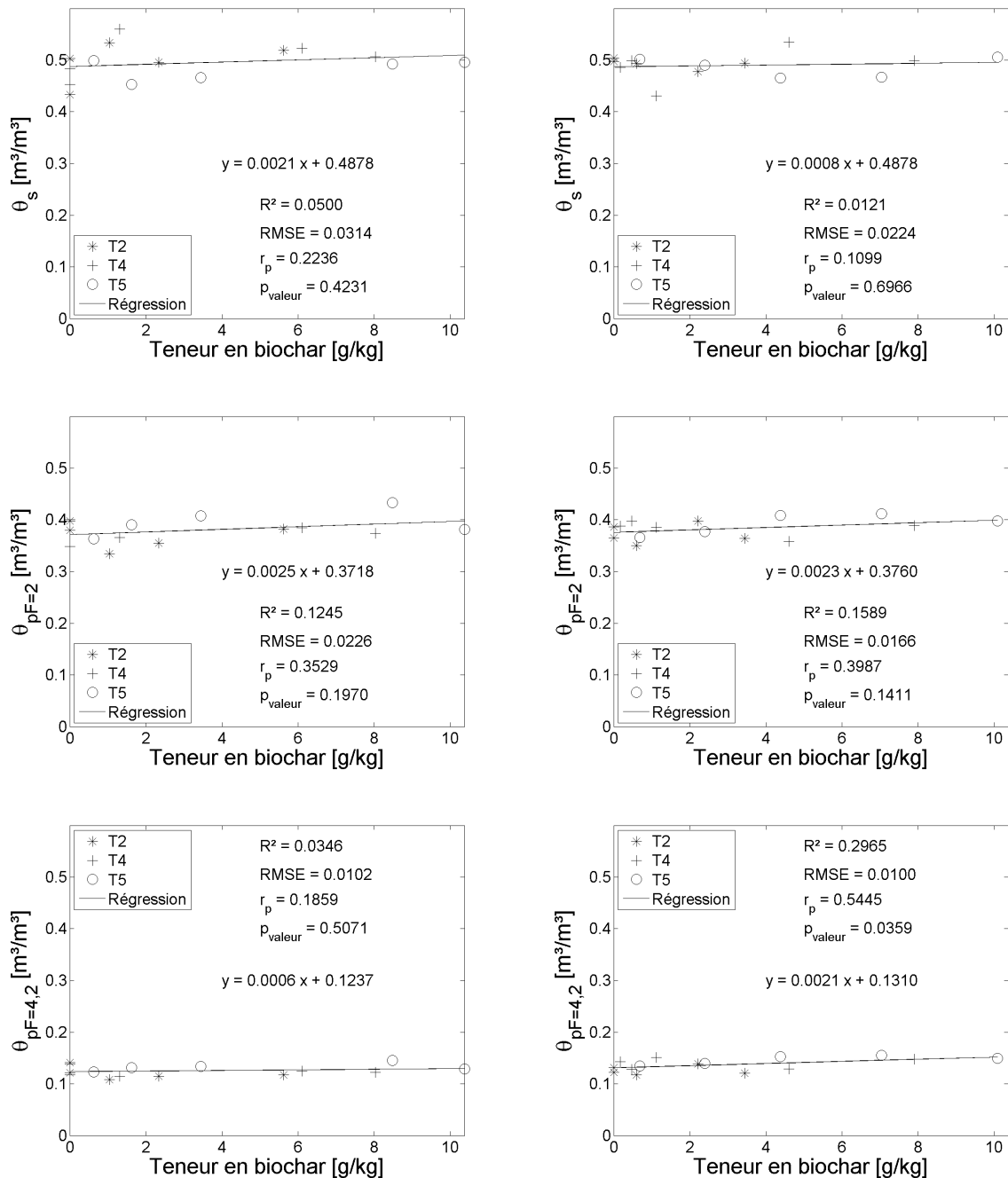


FIGURE 4.8 – Impact du biochar sur la teneur en eau mesurée en laboratoire à saturation, $pF\ 2$ et $pF\ 4,2$ des échantillons des transects provenant d'entre 3 et 8 cm (gauche) ainsi que d'entre 13 et 18 cm (droite)

Les résultats montrent une très faible augmentation des teneurs en eau mesurées avec la teneur en biochar pour tout palier de charges matricielles réalisé (de 0,1 à 0,3% en volume par g/kg de

particules de biochar supplémentaire). Ce lien croissant entre teneur en eau et contenu en biochar est significatif pour des charges matricielles de 12,5 cm et 1000 cm pour la profondeur P1 (3-8 cm) et de 33,5 cm et 15852 cm pour la profondeur P2 (13-18 cm).

TABLE 4.2 – Résultats de la régression linéaire entre la teneur en eau volumique à différentes charges matricielles et la teneur en biochar pour les profondeurs P1 (3-8 cm) et P2 (13-18 cm). Les résultats significatifs ont été mis en rouge.

Charges matricielles	Profondeur [cm]	Droite de régression					
		Intercept [m ³ /m ³]	Pente [(m ³ /m ³)/(g/kg)]	R ² [-]	r _p [-]	RMSE [-]	p _{valeur} [-]
0 cm	3-8	0,4878	0,0021	0,05	0,22	0,0314	0,4231
	13-18	0,4875	0,0008	0,01	0,11	0,0224	0,6966
3,5 cm	3-8	0,4572	0,0032	0,16	0,14	0,0247	0,1375
	13-18	0,4542	0,0023	0,11	0,34	0,0197	0,2178
12,5 cm	3-8	0,4264	0,0037	0,30	0,55	0,0190	0,0329
	13-18	0,4279	0,0027	0,20	0,45	0,0165	0,0933
33,5 cm	3-8	0,4014	0,0028	0,14	0,37	0,0236	0,1715
	13-18	0,4023	0,0031	0,27	0,52	0,0158	0,0475
72,5 cm	3-8	0,3775	0,0025	0,12	0,34	0,0239	0,2147
	13-18	0,3823	0,0030	0,26	0,51	0,0158	0,0512
100 cm	3-8	0,3718	0,0025	0,12	0,35	0,0226	0,1970
	13-18	0,3760	0,0023	0,16	0,40	0,0166	0,1411
316,2 cm	3-8	0,3375	0,0032	0,23	0,48	0,02	0,0704
	13-18	0,3497	0,0018	0,11	0,33	0,0154	0,2232
1000 cm	3-8	0,2878	0,0060	0,30	0,54	0,0319	0,0360
	13-18	0,3092	0,0025	0,10	0,32	0,0226	0,2457
3162 cm	3-8	0,1542	0,0006	0,03	0,16	0,0124	0,5586
	13-18	0,1555	0,0026	0,34	0,58	0,0114	0,0227
15850 cm	3-8	0,1237	0,0006	0,03	0,19	0,0102	0,5071
	13-18	0,1310	0,0021	0,30	0,54	0,0100	0,0359

Pour des charges matricielles proches de 0, ce constat est en accord avec les résultats obtenus dans diverses études qui montrent une augmentation de la capacité de stocker de l'eau avec le contenu en biochar en raison de l'effet structurant du biochar. En effet, le biochar agit tel un agent liant les microagrégats du sol, formant et stabilisant ainsi les macroagrégats (Jien et Wang, 2013). En raison de l'oxydation de la surface du biochar avec le temps résultant en la formation de groupements hydroxyls et carboxyls pouvant adsorber les particules de sol, on peut s'attendre à ce que l'effet stabilisant soit d'autant plus grand que la période passée par le biochar au sein du sol soit longue. Cependant, l'effet observé dans ce mémoire reste marginal par rapport à ce qui peut être retrouvé dans la littérature et notamment dans l'étude sur les aires de faulde wallonnes de Kerré et al. (2017) (Fig. 2.14, sous-point 2.2.6.2). En effet, Kerré et al. (2017) ont observé une augmentation de la teneur en eau d'environ 0,372 m³/m³ pour des charges matricielles proche de 0 entre les sols adjacents et le centre des aires de faulde. Dans ce mémoire, l'augmentation observée est au maximum de 0,014 m³/m³ pour des charges matricielles comprises entre 0 et 100 cm.

Pour des charges matricielles plus négatives, la faible augmentation de la teneur en eau avec la teneur en biochar peut possiblement s'expliquer par la microporosité intrinsèque aux particules de biochar. Cette hypothèse est en accord avec l'étude de Zong et al. (2016) ainsi que celle de Bayabil et al. (2015) qui ont observé une augmentation de la teneur en eau à toute charge matricielle suite à l'ajout de biochar "jeune" au sol. Cependant, Mollindeo et al. (2015) ainsi qu'Ibrahim et al.

(2013) n'ont pas pu mettre en évidence de lien entre microporosité et teneur en biochar "jeune". L'hypothèse d'une microporosité intrinsèque aux particules de biochar préindustriel au niveau des aires de faulde wallonnes est également en contradiction avec les résultats de l'étude de Kerré et al. (2017) qui n'ont pas constaté d'impact du biochar sur les teneurs en eau à pF supérieurs à 3.

4.2.5.2 Fonctions de pédotransfert de Weynants et ajustement des modèles de Van Genuchten et Durner

Les résultats de courbes de rétention obtenues expérimentalement et via les fonctions de pédotransfert de Weynants se trouvent au niveau de l'annexe L.

Via ces figures (illustration : figure 4.9), on peut constater tout d'abord que les courbes de rétention obtenues via l'utilisation des fonctions de pédotransfert de Weynants sous-estiment considérablement les teneurs en eau à saturation et au point de flétrissement permanent. L'analyse des équations des FPT (Tab. 3.2) permet de mettre en évidence que seul le paramètre α et par conséquent le point d'entrée d'air est impacté par le biochar suite à la variable C_{org} , les mesures de densité apparente n'ayant pas montré de lien significatif avec la teneur en biochar (point 4.2.3).

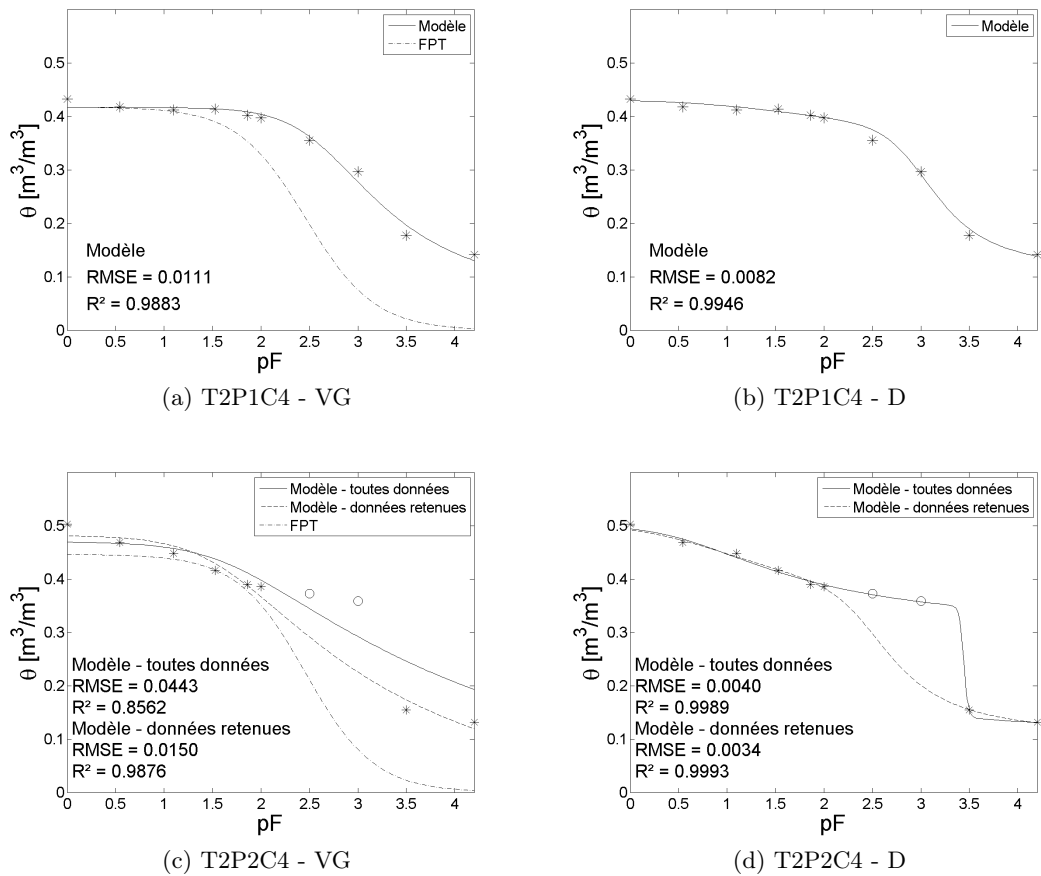


FIGURE 4.9 – Illustration des courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" (x = 2, 4 ou 5) à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar C et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). "modèle - toutes données" et "modèle - données retenues" constituent les courbes de rétention en eau du modèle de Van Genuchten (a et c) et de Durner (b et d) ajusté aux mesures des couples teneurs en eau-charges matricielles en laboratoire respectivement avant et après sélection des couples par la méthodologie d'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues"), FPT fait référence à la fonction de pédotransfert de Weynants calculée pour l'échantillon en question.

Ensuite, l'ajustement du modèle de Van Genuchten tend à montrer certaines limites pour plusieurs échantillons. En effet, les mesures de teneur en eau indiquent la présence d'un plateau au niveau de la courbe de rétention entre pF 2,5 et pF 3 pour plusieurs échantillons (exemple : T2P2C4, Fig. 4.9(c et d)). Pour ces échantillons, le modèle de Durner (double porosité) présente un meilleur ajustement. Cependant, des questions quant à la réalité physique d'un tel plateau et d'une telle double porosité semblent légitimes pour un sol composé à 80% en masse de limons. Ce plateau pourrait s'expliquer, en revanche, via la méthodologie utilisée. En effet, le positionnement longue durée sur du sable (bac à sable) et ensuite sur une plaque en céramique (casserole à basse pression) en plus de l'augmentation de la charge matricielle appliquée à l'échantillon et du passage du flux d'eau ainsi que de la manipulation des échantillons semblent avoir provoqué une dégradation de la surface inférieure de certains échantillons et une perte de contact entre ces échantillons et la plaque en céramique dans la casserole à basse pression, ce qui a pu entraîner l'arrêt du flux d'eau de l'échantillon vers l'extérieur. Il en résulte une surestimation de la teneur en eau à pF 2,5 et pF 3. Afin d'identifier les échantillons étant caractérisés par cette perte de contact, deux méthodologies ont été mises en place :

- La première méthodologie se base sur la formation d'histogramme de fréquence reprenant le nombre d'échantillons ayant perdu différentes gammes de volume d'eau entre deux charges matricielles. Les résultats de ces histogrammes (Annexe N) n'ont pas permis d'identifier les échantillons ayant subi une perte de contact.
- La seconde méthodologie consiste à comparer/analyser les pentes des courbes de rétention (Fig. 4.10). Lorsque la pente entre pF 2 (2,5) et pF 2,5 (3) est inférieure à la pente entre pF 1,5 (2) et 2 (2,5) au niveau de la courbe de rétention, la mesure de teneur en eau à pF 2,5 (3) n'a pas été prise en compte dans l'ajustement des modèles. L'hypothèse sous-jacente est que les pentes entre les différentes mesures des couples teneurs en eau-charges matricielles doivent être croissantes entre pF 1,5 et pF 3 pour des sols limoneux. Cette gamme de charge matricielle correspond à la mésoporosité typiquement présente dans les sols limoneux. On s'attend, par conséquent, à une diminution de la teneur en eau dans cette zone et ainsi à l'augmentation de la pente de la courbe de rétention. Il est à noter également qu'aucun des échantillons provenant de la fosse de biochar n'est caractérisé par ce problème de contact. La différence entre les échantillons provenant de la fosse de biochar et les autres étant d'une part les bonnes conditions d'échantillonnages et d'autre part la présence et l'aide d'un technicien expérimenté lors de la réalisation des mesures.

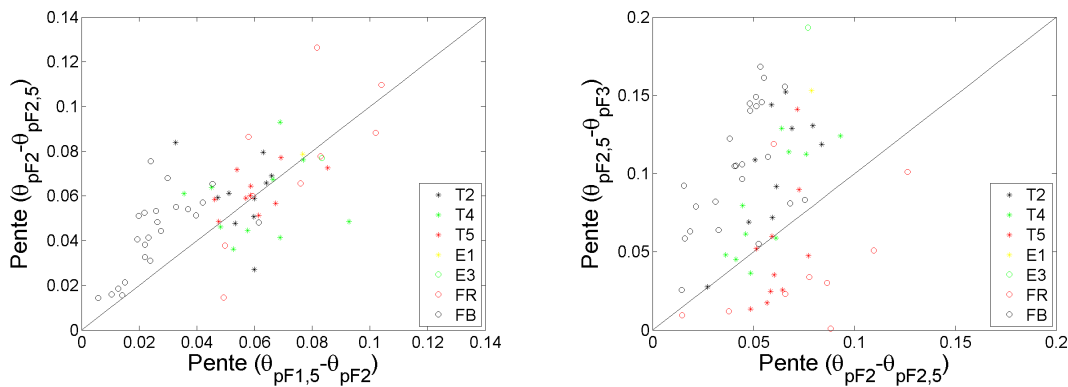


FIGURE 4.10 – Résultats d'analyse des pentes des courbes de rétention en vue d'éliminer les couples teneurs en eau-charges matricielles ayant subi une perte de contact avec la plaque en céramique de la casserole à basse pression

Les figures 4.11(a1-f2) présentent les résultats de l'ajustement des modèles de Van Genuchten et de Durner aux couples mesurés non rejetés par l'analyse des pentes pour les échantillons des transects tandis que la figure 4.12 présente celles des fosses de biochar et sans biochar. Une première analyse visuelle ne permet pas de mettre en évidence un quelconque impact du biochar.

Afin de mieux visualiser un éventuel impact du biochar préindustriel, de nouvelles figures ont été réalisées qui présentent, en fonction de la teneur en biochar, les valeurs des paramètres du modèle de Van Genuchten (Fig. 4.13). Pour ces paramètres, aucune corrélation linéaire significative avec le contenu en biochar n'a pu être mise en évidence (R^2 faibles et p_{valeur} largement supérieures à 0,05).

Au niveau de la littérature scientifique, Andrenelli et al. (2016) ont observé une valeur du paramètre α plus faible et du paramètre n plus élevé du modèle de Van Genuchten pour un sol limono-argileux amendé en jeune biochar à un taux de 14 Mg/ha. De même, Nelissen et al. (2015) sont arrivés au même constat dans une étude sur l'incorporation de jeune biochar issu de la pyrolyse de bois dans un sol limono-sableux en Belgique. Un facteur α plus faible implique un point d'entrée d'air plus élevé et par conséquent une taille des plus grand macropores plus petite tandis qu'un facteur n plus élevé indique une pente plus élevée au niveau du point d'inflexion de la courbe de rétention et ainsi, dans ces études-ci, une mésoporosité plus conséquente. Á long terme, aucune étude sur l'impact du biochar sur les paramètres du modèle de Van Genuchten n'a été recensée.

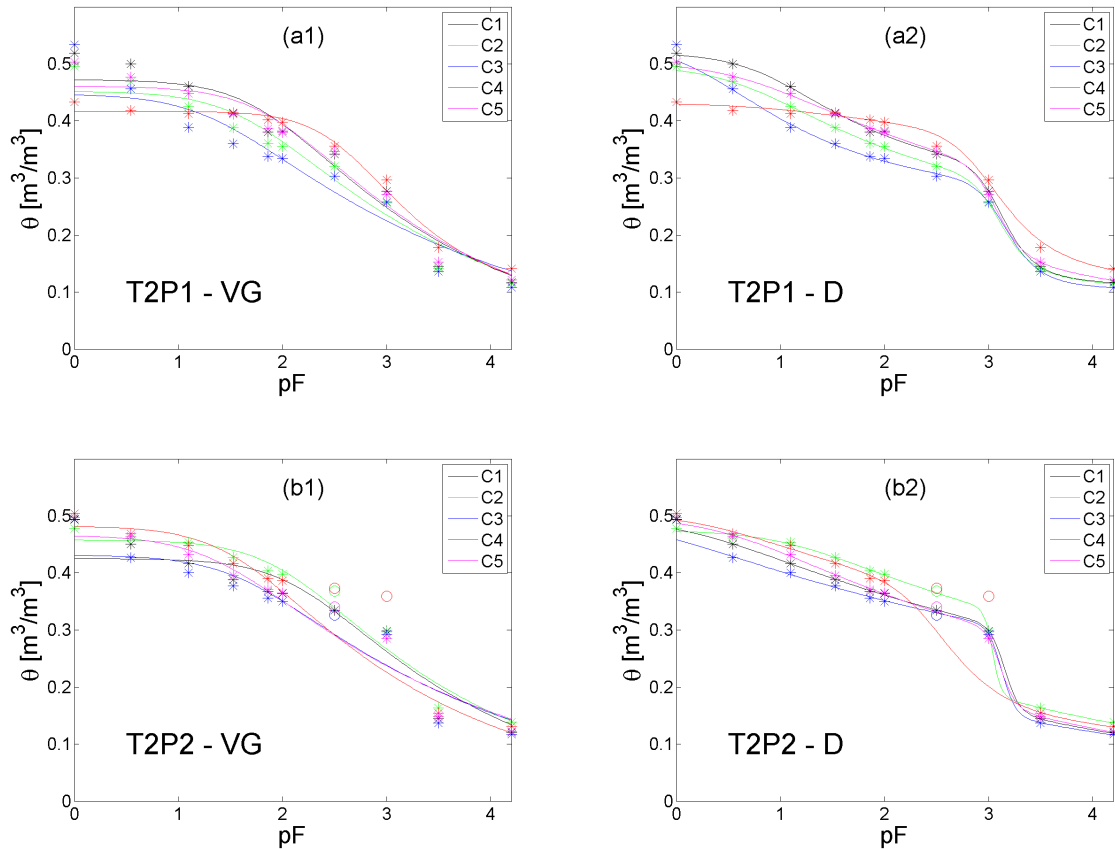


FIGURE 4.11 – Courbes de rétention des échantillons provenant des transects des aires de falde 2 (T2), 4 (T4) et 5 (T5) entre 3 et 8 cm (P1) ainsi qu'entre 13 et 18 cm (P2) pour des concentrations croissantes en biochar entre C1 (élevée) et C5 (faible). Les couples charges matricielles-teneurs en eau mis sous forme de ronds vides constituent les points éliminés par la méthodologie d'analyse des pentes et ne sont pas repris dans l'ajustement des modèles.

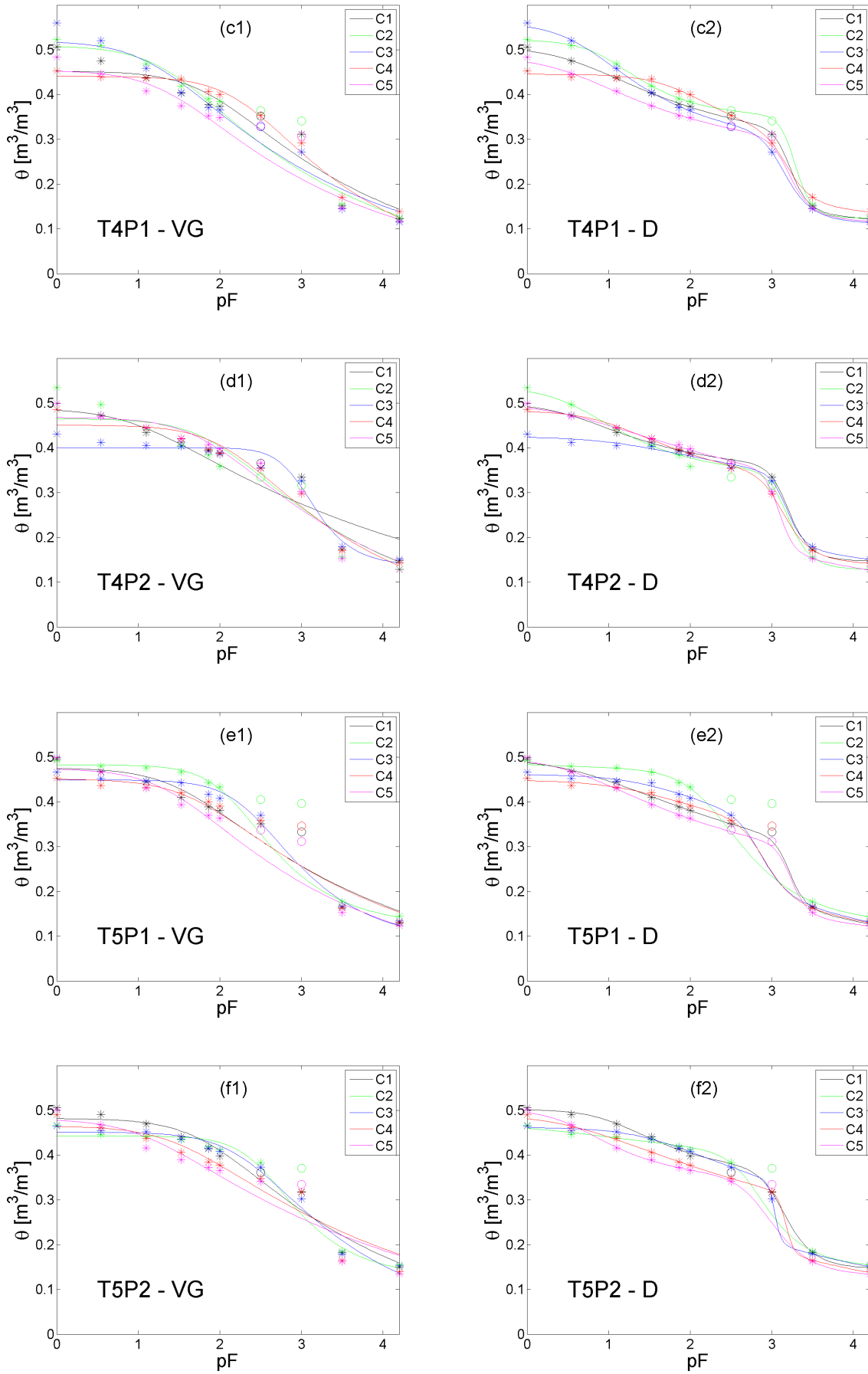


FIGURE 4.11 – Courbes de rétention des échantillons provenant des transects des aires de faille 2 (T2), 4 (T4) et 5 (T5) entre 3 et 8 cm (P1) ainsi qu'entre 13 et 18 cm (P2) pour des concentrations croissantes en biochar entre C1 (élevée) et C5 (faible). Les couples charges matricielles-teneurs en eau mis sous forme de ronds vides constituent les points éliminés par la méthodologie d'analyse des pentes et ne sont pas repris dans l'ajustement des modèles. (suite)

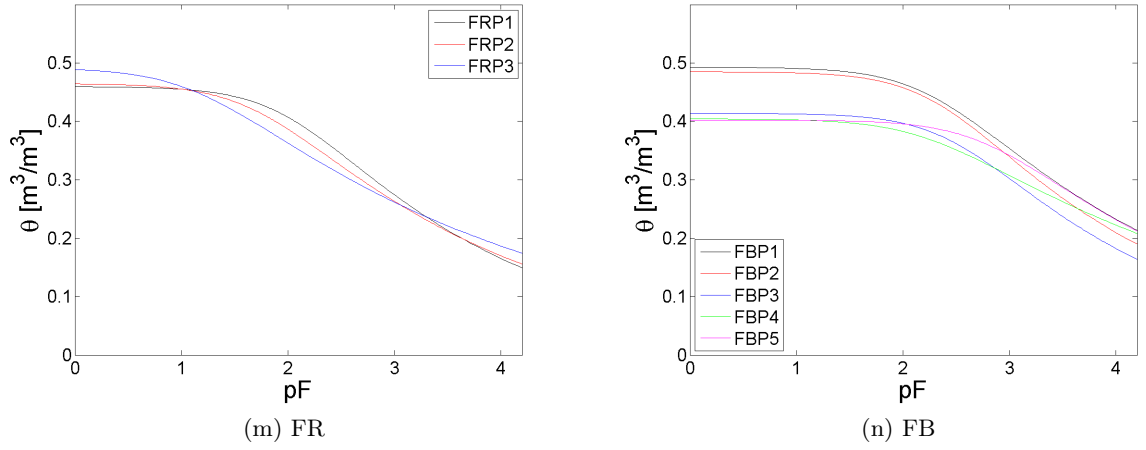


FIGURE 4.12 – Courbes de rétention des échantillons provenant (a) de la fosse de référence à 5 cm (P1), 15 cm (P2) et 30 cm (P3) (b) de la fosse de biochar à 5 cm (P1), 15 cm (P2), 30 cm (P3), 55 cm (P4) et 90 cm (P5). En raison de la présence de plusieurs échantillons par horizon, seule la courbe ajustée à l'ensemble de ces échantillons est montrée.

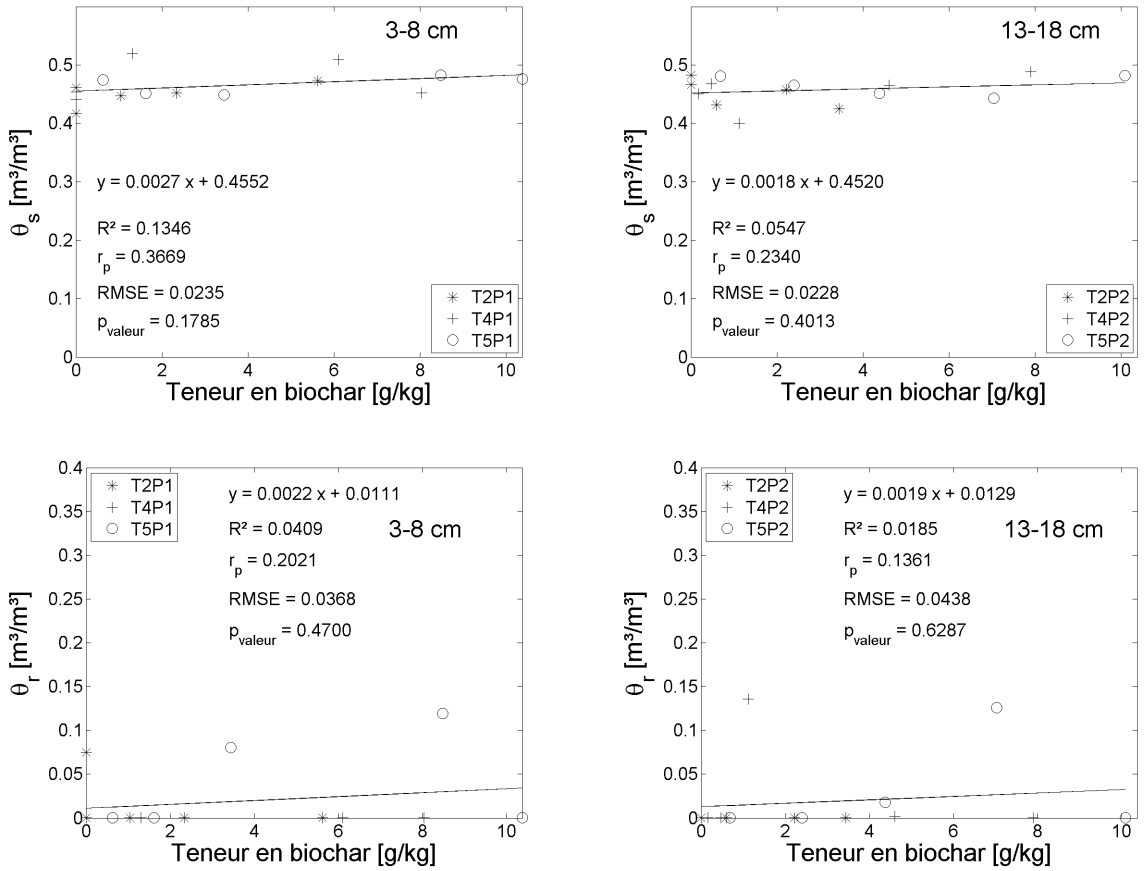


FIGURE 4.13 – Impact du biochar sur les valeurs des paramètres du modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneur en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire à partir des échantillons des transects prélevés à la profondeur P1 (3 à 8 cm : gauche) et à la seconde profondeur P2 (13 à 18 cm)

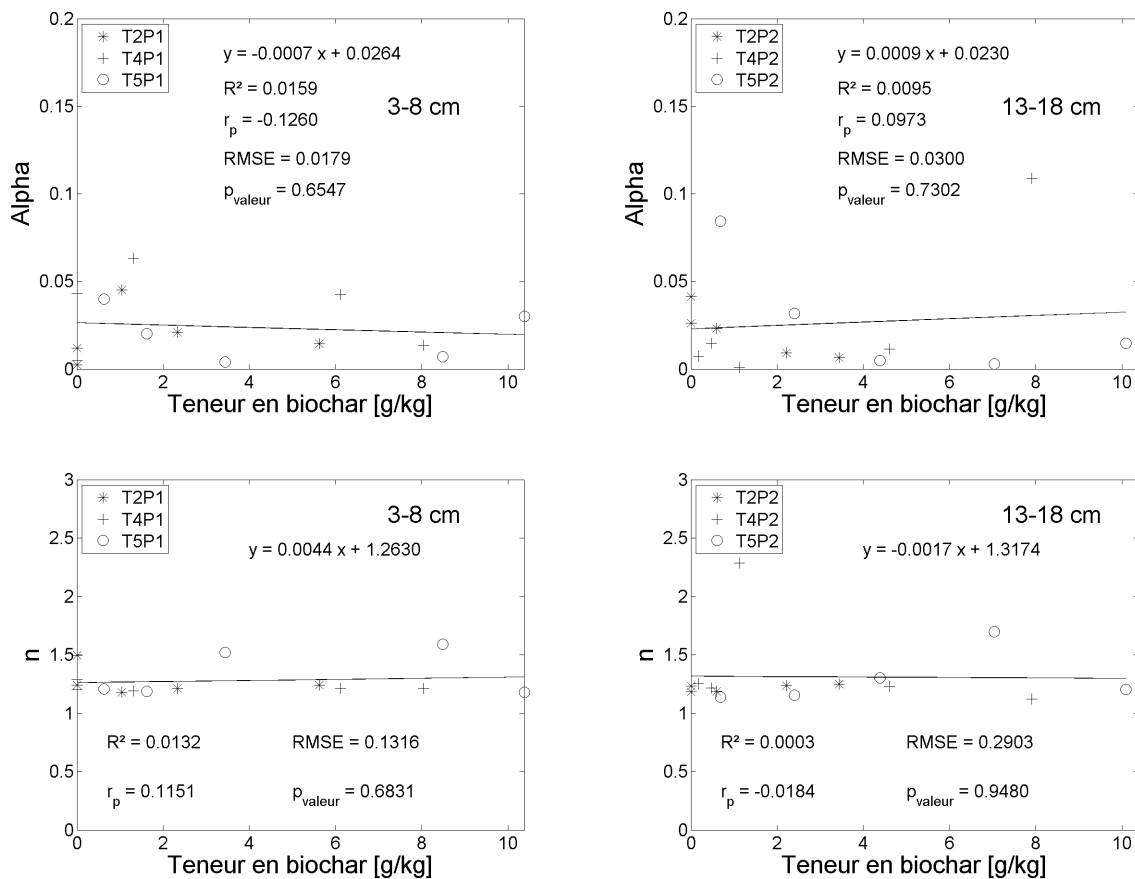


FIGURE 4.13 – Impact du biochar sur les valeurs des paramètres du modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneur en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire à partir des échantillons des transects prélevés à la profondeur P1 (3 à 8 cm : gauche) et à la seconde profondeur P2 (13 à 18 cm) (suite)

4.2.6 Macroporosité

La figure 4.14 présente les résultats de calculs de macroporosité exprimés en % volumique. L'erreur absolue sur les calculs de macroporosité varie de 0,8% à 2,9% en volume, ce qui est négligeable par rapport aux pourcentages de macroporosité obtenus (5% à 28%).

Au centre et à distance des aires de failde, la macroporosité calculée est respectivement de $13,6 \pm 4,2\%$ ($16,8 \pm 2,4\%$) et de $16,8 \pm 2,4\%$ ($19,4 \pm 2,0\%$) en prenant pour limite inférieure une valeur de pF de 2 (2,5). Les résultats montrent, par conséquent, une macroporosité plus faible en moyenne au centre des aires de failde. Kerré et al. ont également observé, dans leur étude sur les aires de failde wallonnes, une macroporosité plus faible au centre des aires de failde (8,3% et 11,7% respectivement pour une limite inférieure de pF 2 et pF 2,5) par rapport aux sols adjacents (8,7% et 12,5% respectivement pour une limite inférieure de pF 2 et pF 2,5). Cependant, la différence observée dans cette étude est plus faible que dans ce mémoire.

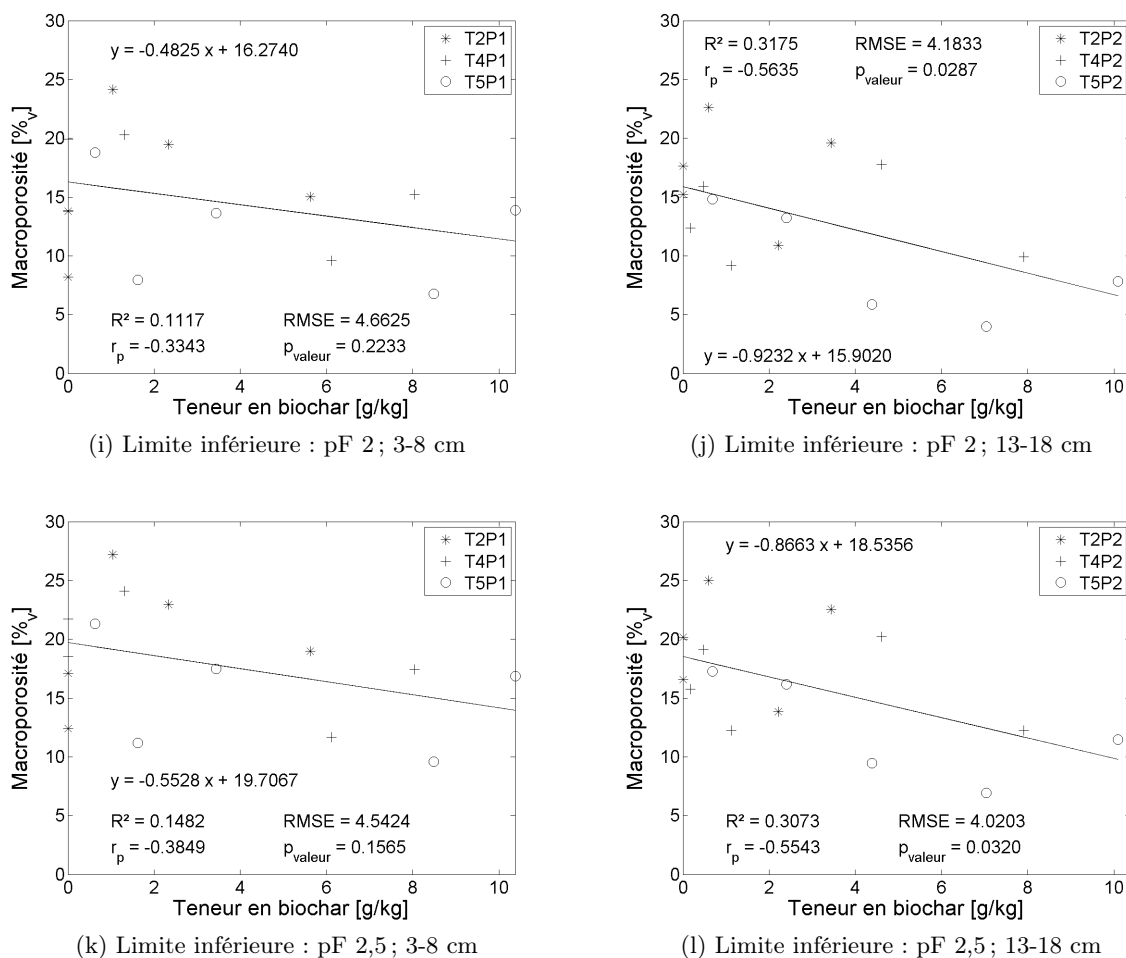


FIGURE 4.14 – Impact du biochar préindustriel sur la macroporosité. (a) et (b) Limite inférieure de la macroporosité à pF 2 ; (c) et (d) Limite inférieure de la macroporosité à pF 2,5 ; (a) et (c) Profondeur de 3 à 8 cm (P1) ; (b) et (d) Profondeur de 13 à 18 cm.

Au niveau des résultats des transects, la figure 4.14 identifie une relation linéaire décroissante entre macroporosité et teneur en biochar non significative entre 3 et 8 cm et significative entre 13 et 18 cm. En effet, pour la seconde profondeur, la macroporosité diminue de 0,9232% et de 0,8663% en volume par 1 g/kg supplémentaire de biochar lorsque la limite inférieure de macroporosité est fixée respectivement à pF 2 et pF 2,5. D'un point de vue mathématique, cette relation peut s'expliquer via le fait que la porosité mesurée utilisée diminue avec la teneur en biochar alors que la teneur en eau à pF 2-2,5 augmente avec la teneur en biochar pour la seconde profondeur (points 4.2.4 et 4.2.5).

Ces résultats vont à l'encontre de ce qui peut être rencontré dans la littérature dans des études s'intéressant à l'impact à court terme de l'incorporation de particules de biochar dans des sols (Sun et Lu, 2014; Mollinedo et al., 2015; Andrenelli et al., 2016, Liu et al., 2016b) et peuvent potentiellement être expliqués par :

- une incertitude conséquente sur les calculs de porosité (point 4.2.4) qui résultent de la combinaison des incertitudes sur les mesures des densités réelle (point 4.2.2) et apparente (point 4.2.3) ;
- des erreurs/approximations dans la caractérisation de la teneur en biochar (sous-section

4.1);

- le temps passé au sein du sol pourrait atténuer les effets du biochar, suite à une oxydation prononcée.

4.2.7 Réserve en eau utile

La figure 4.15 présente la réserve en eau utile en fonction de la teneur en biochar. L'erreur absolue sur la détermination de la réserve en eau utile des échantillons de sol varie de $1,6 \times 10^{-3}$ à $2,4 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{m}^3$, ce qui est négligeable en comparaison des valeurs de réserve en eau utile calculée (supérieures à $0,20 \text{ m}^3/\text{m}^3$).

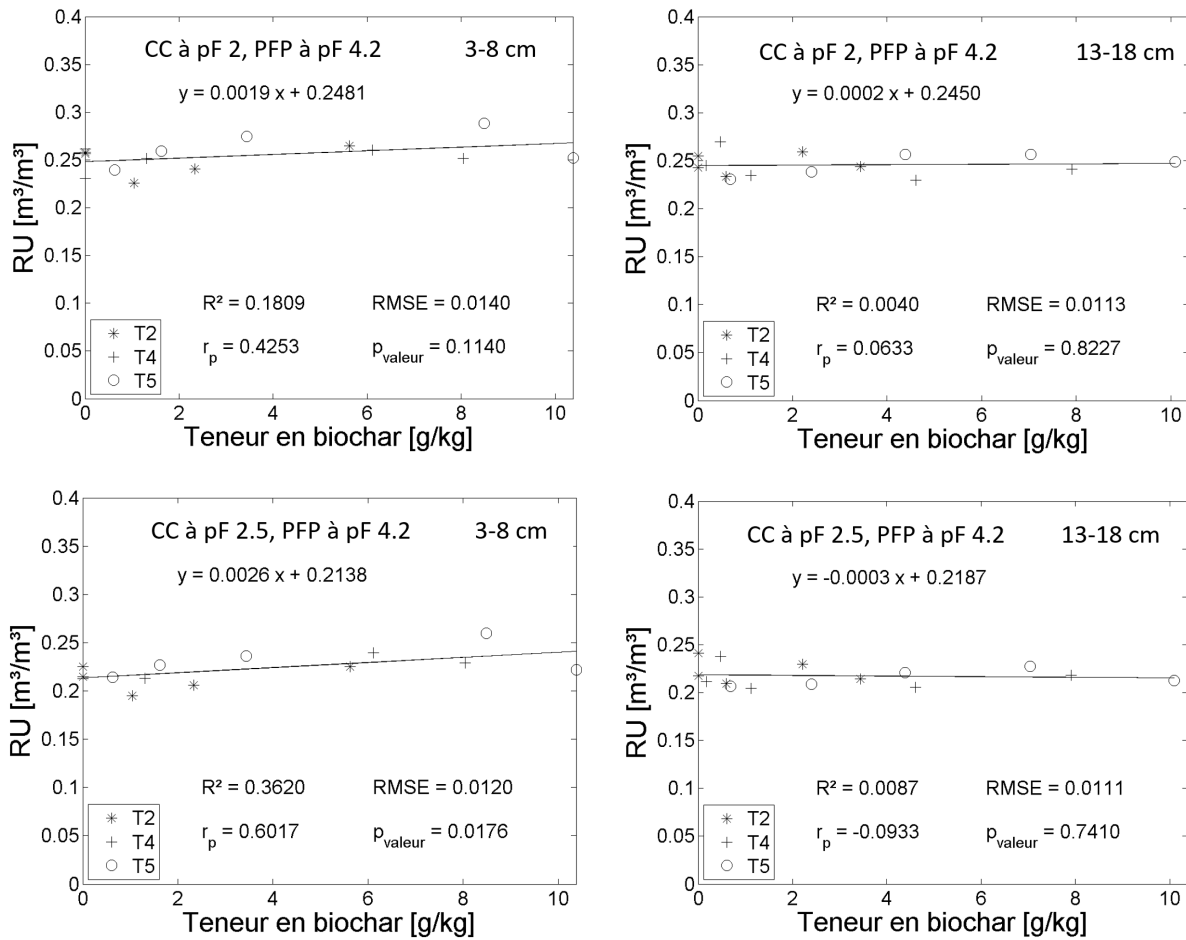


FIGURE 4.15 – Impact du biochar préindustriel sur la réserve en eau utile déterminée à partir des teneurs en eau mesurées en laboratoire sur échantillons des transects provenant d'une profondeur P1 de 3 à 8 cm (gauche) et d'une profondeur P2 de 13 à 18 cm (droite). CC signifie capacité au champs, PFP point de flétrissement permanent.

La réserve en eau utile est en moyenne de $25,0 \pm 0,8\%$ ($22,0 \pm 0,6\%$) en volume et de $24,5 \pm 1,6\%$ ($21,9 \pm 1,1\%$) en volume respectivement au centre et à distance des aires de faulde avec la capacité au champs à pH 2 (2,5). Dans leur étude sur les aires de faulde wallonnes, Kerré et al. (2017) ont mesuré une RU moyenne de 31% et de 27,6% en volume respectivement au centre et à distance de celles-ci. Par conséquent, leur étude a permis de mettre de évidence une augmentation plus élevée de la RU.

Concernant les résultats complets des transects effectués dans ce mémoire, on peut observer une augmentation relativement faible, mais significative de la réserve en eau utile avec la teneur en biochar seulement dans le cas où la capacité au champ est mise à pF 2,5 (0,019 à 0,026 m³/m³ par 1 g/kg supplémentaire de biochar). Pour la seconde profondeur P₂, les résultats montrent qu'il n'y a pas d'impact significatif du biochar sur la réserve en eau utile (pente nulle, R² proche de 0 et p_{valeur} supérieure à 0,05). Ainsi, les résultats obtenus ne permettent pas de démontrer avec certitude un lien linéaire entre réserve en eau utile du sol et teneur en biochar.

La littérature scientifique a pu démontrer, à court terme, l'impact positif significatif de l'introduction de biochar dans un sol sur la réserve en eau utile avec en moyenne une augmentation de la RU de 0,0325±0,0006 m³/m³ par 1 g/kg supplémentaire de biochar (Manickam et al., 2015; Ajayi et Horn, 2016; Glab et al., 2016; Kameyama et al., 2016). Au niveau des aires de faulde wallonnes, Kerré et al. (2017) ont également observé une plus grande réserve en eau utile au sein des aires de faulde wallonnes par rapport aux sols adjacents.

4.2.8 Conductivité hydraulique à saturation

4.2.8.1 Laboratoire

Les figures 4.16 à 4.18 montrent les liens entre d'une part la conductivité hydraulique à saturation/le logarithme de celle-ci et d'autre part la teneur en biochar/la macroporosité. Les résultats bruts ont été placés au niveau de l'annexe O.

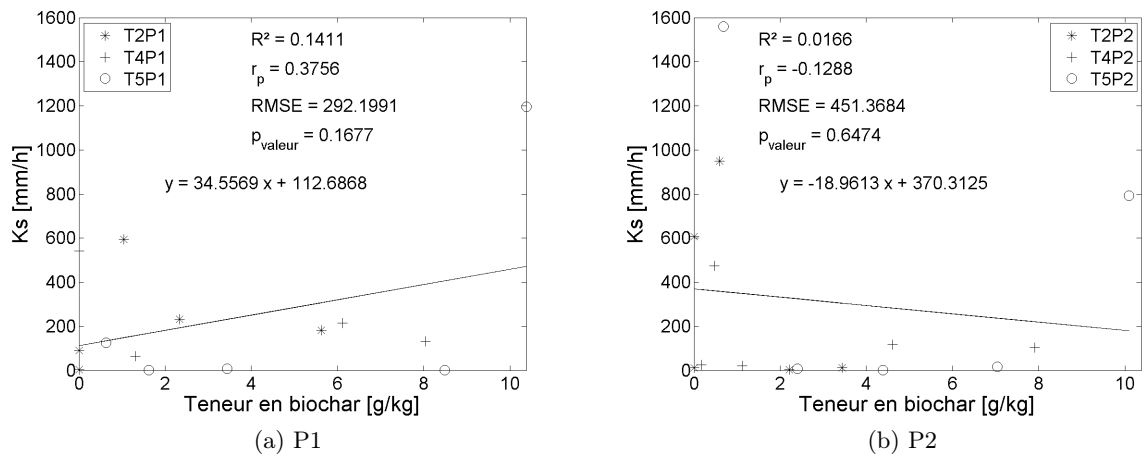


FIGURE 4.16 – Impact du biochar préindustriel sur la conductivité hydraulique à saturation du sol mesurée en laboratoire au niveau du site d'étude pour une profondeur (a) de 3 à 8 cm (P1) (b) de 13 à 18 cm (P2)

Les valeurs du logarithme de la conductivité hydraulique à saturation moyenne mesurée au centre et à distance des aires de faulde sur les 20 premiers centimètres sont respectivement de 2,24±0,72 et 2,57±0,46 (en prenant comme unité pour cette variable au sein du logarithme des mm/h), ce qui constitue des valeurs très élevées avec une incertitude également élevée. Une conductivité hydraulique à saturation plus faible au centre des aires de faulde peut potentiellement s'expliquer par la macroporosité plus faible observée dans les échantillons au centre des aires de faulde (point

4.2.6). Cependant, ces résultats moyennés ne correspondent pas à la gamme de valeurs attendues de conductivité hydraulique à saturation d'un sol limoneux sous culture, gamme de valeurs de référence comprises entre 10 et 50 mm/h (soit entre 1,00 et 1,70 pour le logarithme de cette variable) selon le département de l'agriculture des États-Unis (<https://cutt.ly/uyNReQ>⁸, consulté le 23/05/2019). En effet, certaines mesures présentent des conductivités hydrauliques à saturation extrêmement élevées (jusqu'à 1500 mm/h) tandis que d'autres extrêmement faibles (proche de 0 mm/h).

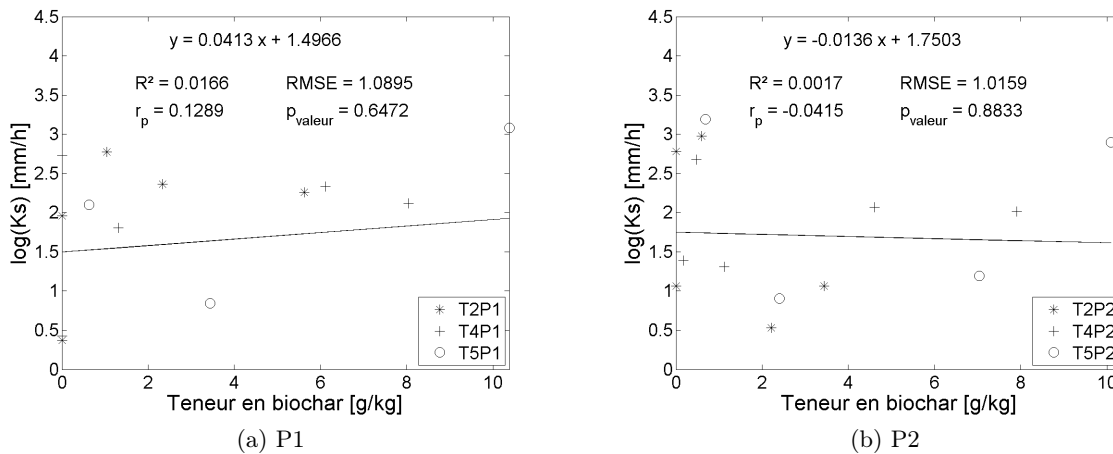


FIGURE 4.17 – Impact du biochar préindustriel sur le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation du sol mesurée en laboratoire au niveau du site d'étude pour une profondeur (a) de 3 à 8 cm (P1) (b) de 13 à 18 cm (P2). L'unité au sein du logarithme de la conductivité hydraulique à saturation constitue des mm/h.

Une conductivité hydraulique à saturation élevée peut être expliquée par la présence de flux préférentiels au sein de certains échantillons (Mohanty et al., 1994). La macroporosité engendrée notamment par le passage de vers de terre et la présence de racines constitue la variable, hétérogène, responsable de ces flux préférentiels. En effet, la figure 4.18 identifie vraisemblablement un lien significatif et croissant entre macroporosité et le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation. En raison de la sécheresse constatée lors de l'échantillonnage, il est possible qu'il y ait présence d'un surplus de macropores/fissures. D'autre part, la présence de flux préférentiels le long des parois du kopecky peut également mener à des valeurs aberrantes extrêmement élevées de conductivité hydraulique à saturation (Mohanty et al., 1994).

Une conductivité hydraulique à saturation extrêmement faible, telle que mesurée pour plusieurs échantillons, peut s'expliquer potentiellement via un colmatage et éventuellement une destruction de la macroporosité en raison du passage d'un flux d'eau au travers des échantillons pendant plusieurs heures (10-12h). En effet, la méthodologie utilisée (perméamètre à charge constant) peut mener notamment à une compaction du sol (Mohanty et al., 1994). Il est à noter également que les mesures de conductivité hydraulique à saturation, pour la fosse de biochar, ont été prises après mesures de teneurs en eau à différentes charges matricielles sur les mêmes échantillons. Or, il est probable que le bac à sable et la casserole à basse pression constituent deux instruments de mesure détériorant la macroporosité et surtout la surface inférieure des échantillons, pouvant provoquer un surplus de colmatage lors des mesures au perméamètre.

8. https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/office/ssr10/tr/?cid=nrcs144p2_074846

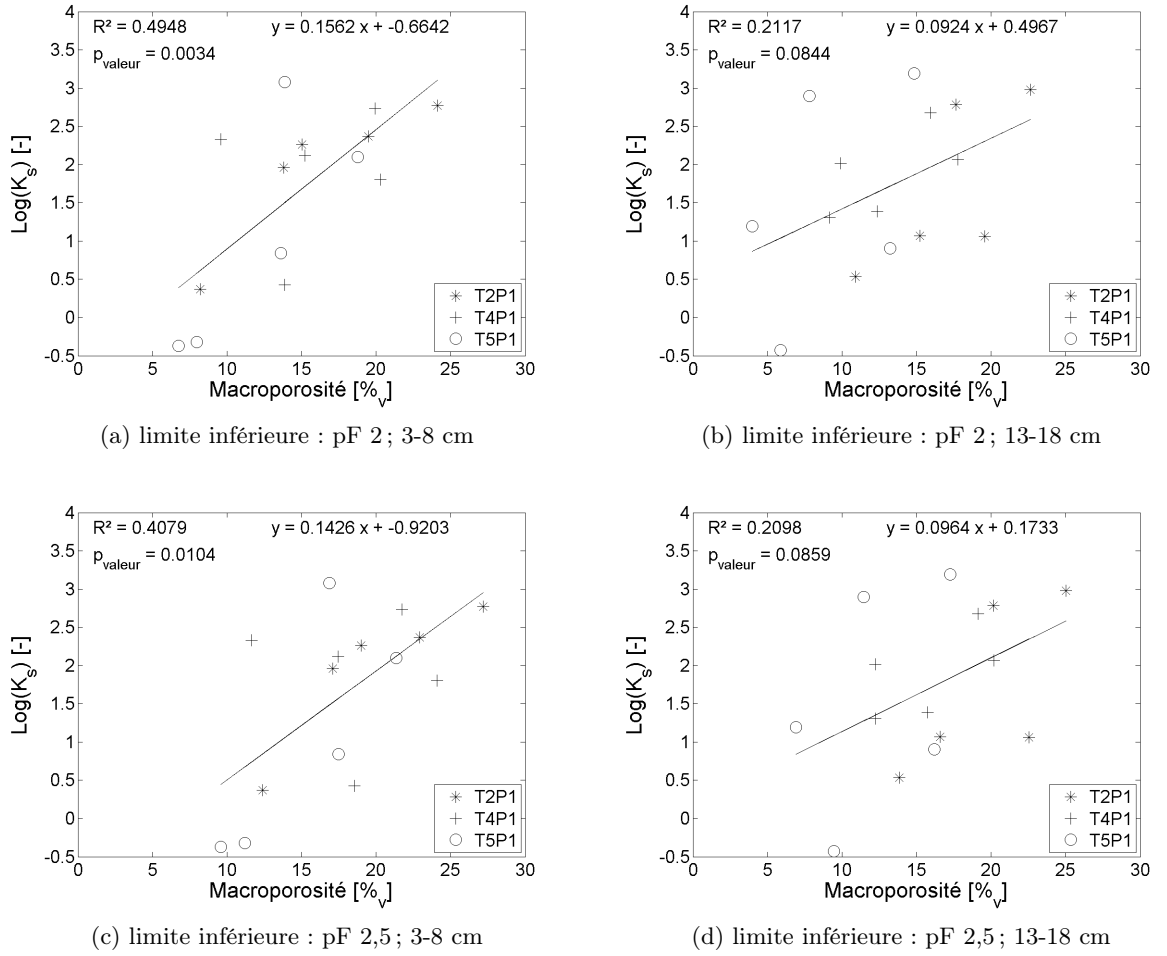


FIGURE 4.18 – Lien entre macroporosité et le logarithme de la conductivité hydraulique à saturation mesurée en laboratoire pour une profondeur (a) et (c) de 3 à 8 cm (P1) (b) et (d) de 13 à 18 cm (P2) en prenant pour limite inférieure de la macroporosité une valeur de pF (a) et (b) de 2 (c) et (d) de 2,5. L'unité au sein du logarithme de la conductivité hydraulique à saturation constitue des mm/h.

D'autre part, la figure 4.19 présente les erreurs absolues des mesures en fonction des valeurs de conductivité hydraulique à saturation obtenues et identifie un lien linéaire entre cette variable et l'erreur absolue sur les mesures qui découle de l'équation 3.8. L'erreur absolue est de 7,7% la valeur des différentes mesures, ce qui n'est pas négligeable.

De manière générale, la conductivité hydraulique à saturation constitue une propriété du sol importante, mais extrêmement difficile à caractériser en raison de son hétérogénéité, cette hétérogénéité étant due en grande partie à celle de la macroporosité d'un sol (Davis et al., 1996). Par conséquent, les résultats obtenus n'ont pas permis d'identifier un lien significatif entre les variables Ks ou log(Ks) et teneur en biochar (Fig. 4.16 et 4.17).

Au plus le volume d'investigation est grand et la macrostructure conservée, au plus la mesure est représentative. Ainsi, il pourrait être intéressant de déterminer la conductivité hydraulique à saturation via d'autres méthodes telles que par exemples l'utilisation d'un infiltromètre à double anneau directement sur le terrain et la modélisation inverse (sous-point 4.2.8.3).

Au niveau de la littérature scientifique, des conclusions divergentes ont été émises quant à l'impact sur la conductivité hydraulique à saturation de l'introduction de biochar (court terme) dans un

sol limoneux. En effet, Ibrahim et al. (2013) ont constaté une diminution de cette variable avec la teneur en biochar dans une étude en Arabie Saoudite sur des sols limono-sableux. Ils ont observé une diminution de 3% et de 9% suite à l'ajout respectivement de 5 g/kg et 10 g/kg de biochar issus de la pyrolyse de bois à un sol ayant une conductivité hydraulique à saturation initiale de 49 mm/h. À l'inverse, Dan et al. (2015) ont obtenu une augmentation de 25% suite à l'ajout de 50 g/kg de biochar issu de coque d'arachide en Mongolie sur un sol limoneux. D'autre part, Laird et al. (2010), Du et al. (2016) ainsi que Lim et al. (2016) n'ont pas constaté d'effet du biochar sur la conductivité hydraulique à saturation dans des études sur des sols limoneux.

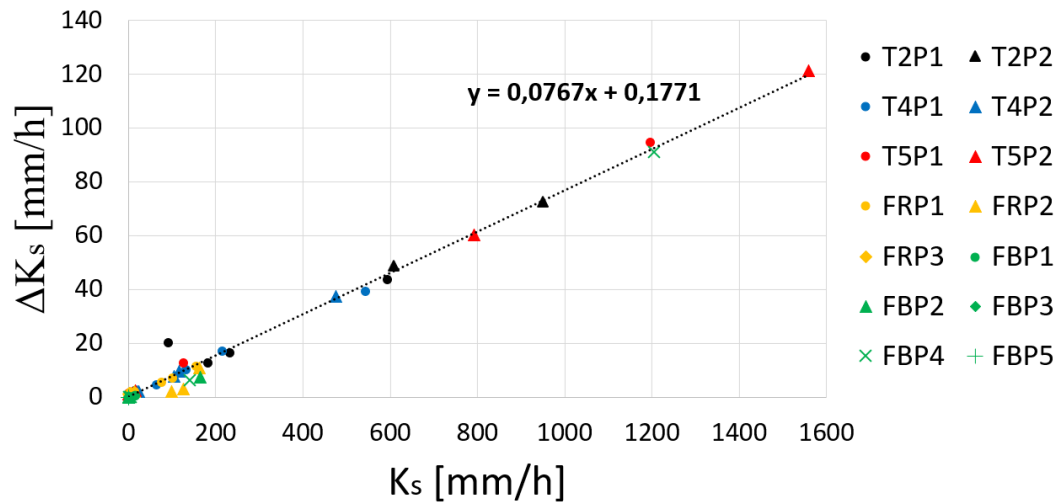


FIGURE 4.19 – Résultats des mesures et erreurs absolues de conductivité hydraulique à saturation (Eq. 3.8) mesuré en laboratoire à l'aide d'un perméamètre à charge constante. TxPy fait référence aux échantillons provenant du transect "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à la profondeur "Py". Une valeur de y de 1,2,3,4 et 5 signifie une profondeur de 5, 15, 30, 55 et 85 cm. FB et FR constituent respectivement les fosses de biochar et de référence.

4.2.8.2 Fonctions de pédotransfert

L'annexe P reprend les résultats obtenus de calcul de conductivité hydraulique à saturation à partir de la fonction de pédotransfert de Weynants (Éq. 3.9) tandis que le figure 4.20 identifie la présence d'un éventuel lien linéaire entre conductivité hydraulique à saturation ainsi estimée et teneur en biochar.

Les résultats calculés montrent un lien linéaire clair, net, significatif et décroissant entre les deux variables. Cependant, la fonction de pédotransfert de Weynants est reconnue pour donner une mauvaise estimation de la conductivité hydraulique à saturation en raison de la non prise en compte de la structure du sol et de la macroporosité (Weynants et al., 2009). Or, la macroporosité est la variable principale dictant la valeur de conductivité hydraulique à saturation. Ainsi, la valeur maximale obtenue de conductivité hydraulique à saturation est inférieure à 0,3 mm/h, ce qui est largement plus faible que la gamme de valeurs attendues pour un sol limoneux (10 à 50 mm/h selon le département de l'agriculture des États-Unis, <https://cutt.ly/uyNReQ>⁹, consulté le 23/05/2019)

De plus, le seul paramètre de la FPT de Weynants variant avec le contenu en biochar est la teneur en carbone organique, étant donné qu'aucun impact du biochar sur la densité apparente n'a pu

9. https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/office/ssr10/tr/?cid=nrcs144p2_074846

être mis en évidence dans ce mémoire (point 4.2.3). La variable "contenu en carbone organique" étant affecté d'un facteur négatif dans l'équation et étant la variable utilisée pour déterminer la teneur en biochar, il est logique de retrouver une relation linéaire décroissante entre la conductivité hydraulique à saturation et la teneur en biochar, relation qui n'a, cependant, aucun sens.

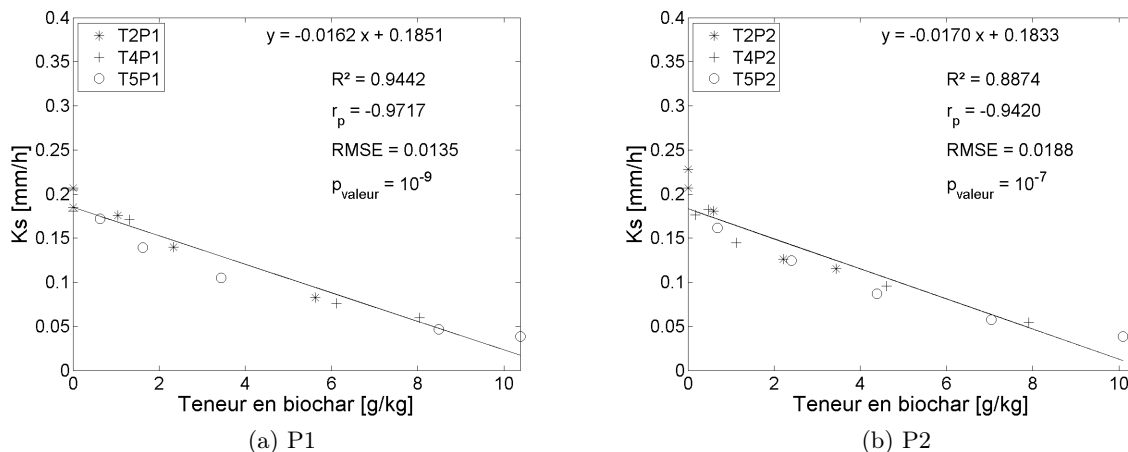


FIGURE 4.20 – Impact du biochar préindustriel sur la conductivité hydraulique à saturation du sol déterminée via la fonction de pédotransfert de Weynants au niveau du site d'étude pour une profondeur (a) de 3 à 8 cm (P1) et (b) de 13 à 18 cm (P2).

4.2.8.3 Modélisation inverse

Teneurs en eau mesurées via le dispositif de capteurs "sentek" installé par l'équipe de chercheurs de Gembloux

La figure 4.21 présente les résultats moyennés rassemblés (OBC/REF : "capteurs présents au centre/à distance des aires de faulde") avec intervalle de confiance à 95% (IC) des mesures de teneurs en eau volumiques par le dispositif de capteurs "sentek" installé sur le terrain par l'équipe de Gembloux, les résultats bruts de chaque sonde étant présentés au niveau de l'annexe Q. Il est à noter que les sondes n'ont pas été calibrées, ce qui peut expliquer la grande variabilité observée entre les capteurs pour les mesures à 20 cm de profondeur. À partir de ces mesures, plusieurs constats peuvent être tirés :

- La teneur en eau augmente avec la profondeur ;
- Les intervalles de confiance et variations de teneurs en eau diminuent avec la profondeur. Ceux-ci sont très élevés à une profondeur de 20 cm ;
- Les teneurs en eau mesurées à 80 cm via le dispositif installé sur terrain sont supérieures ou égales aux teneurs en eau à saturation mesurées en laboratoire ;
- En moyenne, la teneur en eau aux références est plus élevée que celle au centre des aires de faulde. Cette différence diminue avec la profondeur ;
- En moyenne, la teneur en eau à 20 cm et 40 cm diminue de mai à septembre puis augmente.

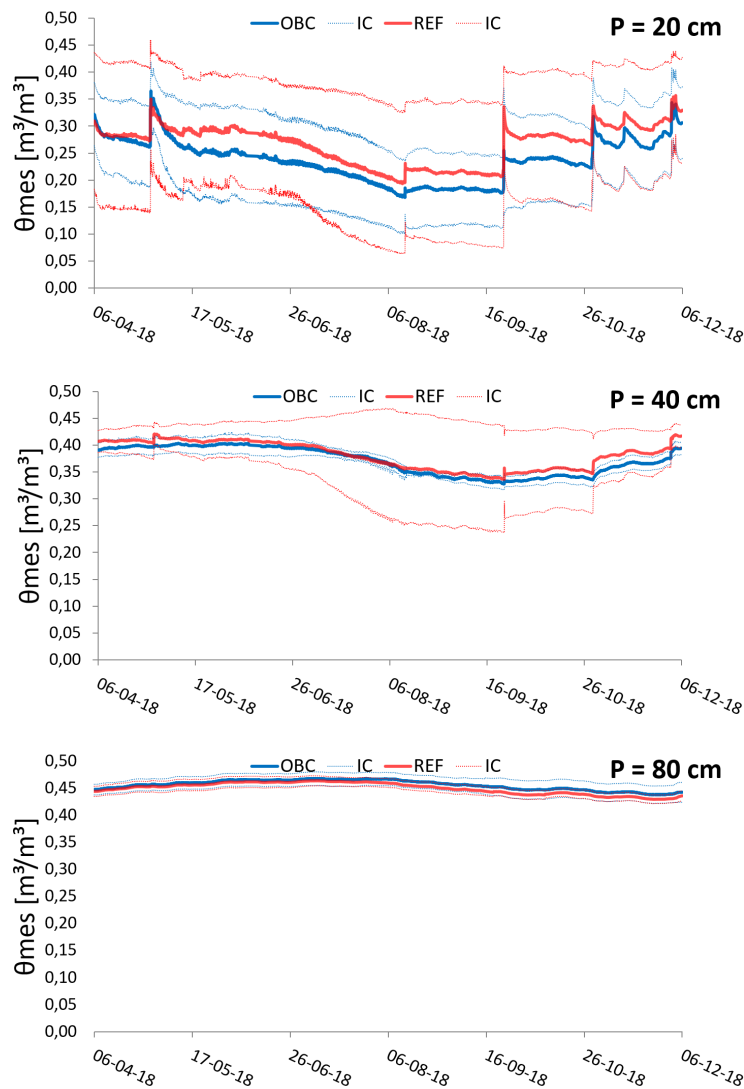


FIGURE 4.21 – Teneurs en eau (moyennes en traits épais, intervalles de confiance à 95% en traits fins) mesurées entre le 6/04/2018 à 13h30 et le 6/12/2018 à 16h (pas de temps de 30 minutes) via le dispositif de capteurs "sentek" à une profondeur sous la surface de 20 cm, 40 cm et 80 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faille

Optimisation des profils de conductivité hydraulique à saturation à l'aide du programme HYDRUS

Le tableau 4.3 présente les valeurs de conductivité hydraulique à saturation obtenues par modélisation inverse à l'aide d'HYDRUS tandis que la figure 4.22 présente une comparaison des teneurs en eau observées et simulées sur la période modélisée.

Le profil de conductivité hydraulique à saturation obtenu au centre des aires de faille (OBC) montre des valeurs faibles avec une moyenne sur les 80 cm modélisés de 0,1 mm/h. À distance de celles-ci (REF), la valeur moyenne atteint 9,7 mm/h. Le profil "référence" présente, par conséquent, une conductivité hydraulique à saturation moyenne nettement plus élevée que le profil "OBC".

Cependant, la comparaison des teneurs en eau simulées par le programme HYDRUS et des teneurs en eau mesurées divergent largement. En effet, l'écart entre données simulées et mesurées atteint

11% et 16% en volume respectivement au centre et à distance des aires de faille à 20 cm de profondeur. Ce constat est reflété par les faibles coefficients de détermination ($R^2 = 0,12$ et $0,34$ respectivement au centre et à distance des aires de faille) et constitue la raison de l'utilisation d'un algorithme global (version MATLAB du module de modélisation inverse de DREAM).

TABLE 4.3 – Comparaison des résultats de conductivité hydraulique à saturation obtenus par modélisation inverse à l'aide du logiciel HYDRUS seul et de la version MATLAB de DREAM au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faille au niveau du site d'étude. R^2 est le coefficient de détermination de la relation teneurs en eau mesurées-teneurs en eau simulées.

		HYDRUS		DREAM	
		OBC	REF	OBC	REF
K_s [mm/h]	0-10 cm	0,1	109	87	163
	10-20 cm	0,2	200	98	32
	20-40 cm	12	3	137	131
	40-80 cm	0,1	99	75	141
R^2		0,12	0,34	0,061	0,0495

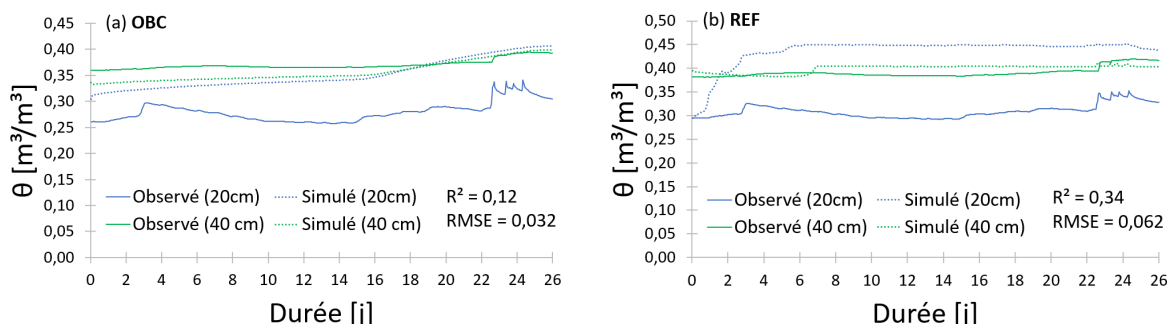


FIGURE 4.22 – Comparaison des données de teneurs en eau mesurées et simulées suite à la modélisation inverse opérée à l'aide d'HYDRUS (a) au centre des aires de faille (b) à distance de celles-ci

Optimisation des profils de conductivité hydraulique à saturation à l'aide du module d'optimisation inverse "DREAM"

Le tableau 4.3 reprend les valeurs de conductivité hydraulique à saturation les plus probables des profils de sol optimisées par modélisation inverse à l'aide de la version MATLAB de DREAM. Ces valeurs sont en moyenne sur le profil de sol de 89 mm/h et 99 mm/h respectivement au centre et à distance des aires de faille, montrant tout comme pour les résultats du perméamètre et de la modélisation inverse opérée avec HYDRUS, une plus faible conductivité hydraulique à saturation de 26% au centre des aires de faille. Tout comme pour les résultats de la modélisation inverse avec HYDRUS, il est à noter que les valeurs obtenues avec DREAM ne correspondent pas à la gamme de valeurs attendues de conductivité hydrauliques à saturation d'une sol limoneux sous culture (10 à 50 mm/h selon le département de l'agriculture des États-Unis, <https://cutt.ly/uyNReQ>¹⁰, consulté le 23/05/2019).

De plus, les valeurs de teneurs en eau mesurées et optimisées divergent significativement, la différence entre les 2 distributions pouvant atteindre jusqu'à 10% en volume (Fig. 4.23). Cette diffé-

10. https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/office/ssr10/tr/?cid=nrcs144p2_074846

rence peut s'expliquer par la faible convergence de la modélisation visible au niveau de la figure 4.24. Cette figure présente la distribution *a posteriori*, la densité de probabilité de la conductivité hydraulique à saturation entre 10 et 20 cm de profondeur au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de failde, l'ensemble des distributions *a posteriori* étant disponible à l'annexe S. Ces distributions montrent la présence de plateaux de probabilité sur l'ensemble des valeurs testées et non des pics, illustrant ainsi la difficulté à obtenir une valeur optimisée du paramètre K_s . De plus, le maximum de probabilité donné par le logiciel (mode) se situe pour certaines distributions en dehors de ces distributions, ce qui se produit lorsque le logiciel ne converge pas (Vrugt, 2015).

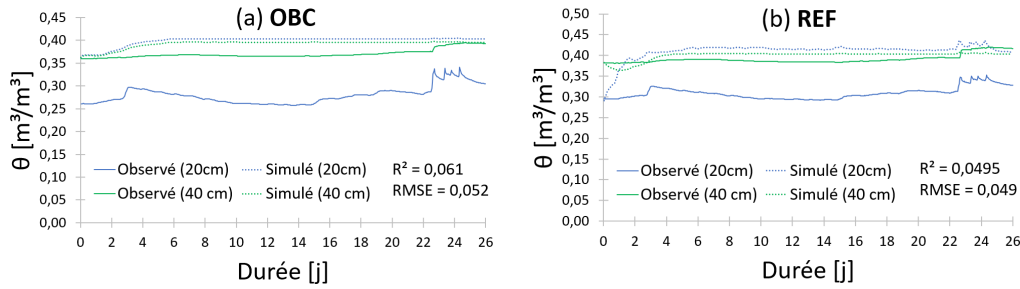


FIGURE 4.23 – Comparaison des données de teneurs en eau mesurées et simulées suite à la modélisation inverse opérée à l'aide de la version MATLAB de DREAM au centre (OBC : gauche) et à distance (REF : droite) des aires de failde

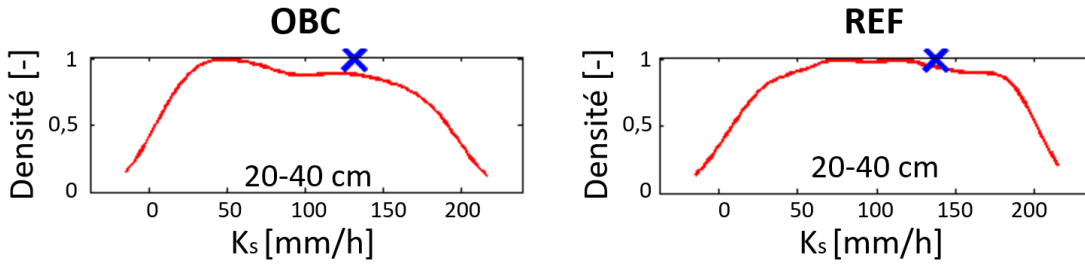


FIGURE 4.24 – Fonctions de densité de probabilité des profils de conductivité hydraulique à saturation optimisés par modélisation inverse à l'aide de la version MATLAB de DREAM au centre (OBC : gauche) et à distance (REF : droite) des aires de failde. La croix représente le mode de la distribution.

Discussion générale sur la modélisation inverse par le programme HYDRUS et le module DREAM

Le tableau 4.3 présente une comparaison des résultats de conductivité hydraulique à saturation entre le centre des aires de failde et le sol adjacent obtenus par modélisation inverse à l'aide d'HYDRUS d'une part et de DREAM d'autre part. Dans les 2 cas, on peut constater que la conductivité hydraulique à saturation est plus faible pour le profil de sol au centre des aires de failde qu'à distance de celles-ci, cette différence étant plus marquée pour la modélisation inverse opérée avec HYDRUS. Les faibles coefficients de détermination entre les valeurs de teneurs en eau mesurées et simulées indiquent que le modèle, avec les données utilisées, représente mal les observations.

La non convergence observée peut possiblement être expliquée par :

- L'utilisation d'une période de modélisation (novembre-début décembre) ne correspondant

pas à la période pendant laquelle la majorité des échantillons a été prélevée (juillet) en vue de l'ajustement des courbes de rétention. Or, il est reconnu que les propriétés hydrodynamiques du sol varient au cours de l'année. De plus, la présence de plantes durant l'été peut également affecter les propriétés physiques et hydrodynamiques du sol en plus des flux d'eau.

- Les mauvaises conditions d'échantillonnage en juillet en vue de la détermination de la courbe de rétention pouvant générer notamment des fissures au sein des échantillons de sol et ainsi des erreurs dans cette détermination et par conséquent dans la modélisation.
- La non calibration des sondes "sentek". En effet, il est notamment difficile d'imaginer que la teneur en eau à 40 cm durant l'été 2018 (sécheresse) soit proche de la saturation, la prise d'échantillons à 32 cm pour la fosse de référence en juillet confirmant cette discordance.
- L'hypothèse d'un facteur de tortuosité équivalant à 0,5.
- La faible variation du signal (teneurs en eau) parallèlement à la faible pluviométrie pendant la période modélisée, ce qui peut expliquer les plateaux observés dans les fonctions de densité (Annexe S) et la difficulté à optimiser les paramètres.

4.3 Estimation de l'évolution des flux d'eau et du stock d'eau par modélisation directe

4.3.1 Paramètres du modèle de Van Genuchten et valeurs de conductivité hydraulique à saturation entrés dans le modèle

Le tableau 4.4 reprend les paramètres du modèle de Van Genuchten de la courbe de rétention en eau après ajustement de celui-ci aux couples charges matricielles-teneurs en eau mesurés en laboratoire ainsi que les paramètres de conductivité hydraulique à saturation utilisés dans les différentes simulations au centre et à distance des aires de faille. L'annexe R présente les courbes de rétention en eau retenues.

On peut constater que, pour toutes les profondeurs et toutes charges matricielles, le centre des aires de faille présente des teneurs en eau supérieures ou égales. D'autre part, le paramètre alpha est plus faible au centre qu'à distance des aires de faille, indiquant un point d'entrée d'air plus élevé pour le centre.

TABLE 4.4 – Paramètres du modèle de Van Genuchten de la courbe de rétention en eau et de conductivité hydraulique à saturation au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faille

Paramètres		0-10 cm		10-20 cm		20-40 cm
		OBC	REF	OBC	REF	OBC et REF
Modèle de VG (CR)	θ_s [m ³ m ⁻³]	0,466	0,455	0,451	0,451	0,414
	θ_r [m ³ m ⁻³]	6×10^{-6}	9×10^{-6}	8×10^{-6}	8×10^{-6}	4×10^{-4}
	α [cm ⁻¹]	0,0184	0,0201	0,0072	0,0127	0,0032
	n [-]	1,21	1,22	1,24	1,22	1,33
K_s [mm/h]		Figure 4.25				2,4

La figure 4.25 présente les histogrammes de valeurs de conductivité hydraulique à saturation testées issues d'une distribution gaussienne générée à partir des moyennes et écart-types du logarithme des valeurs de conductivité hydraulique à saturation. Ces moyennes et écart-types pro-

viennent des mesures en laboratoire du perméamètre à charge constante pour la couche 0-20 cm au centre ($2,24 \pm 0,72$) et à distance ($2,57 \pm 0,46$) des aires de faille.

On peut noter d'une part, que les valeurs testées couvrent une gamme de conductivité hydraulique à saturation très large (jusqu'à 3-4 ordres de grandeur) en raison de la variabilité élevée mesurée au perméamètre et d'autre part, que la gamme de valeurs testées est plus large au centre qu'à distance des aires de faille. On s'attend, par conséquent, à obtenir une incertitude élevée et plus grande au centre des aires de faille.

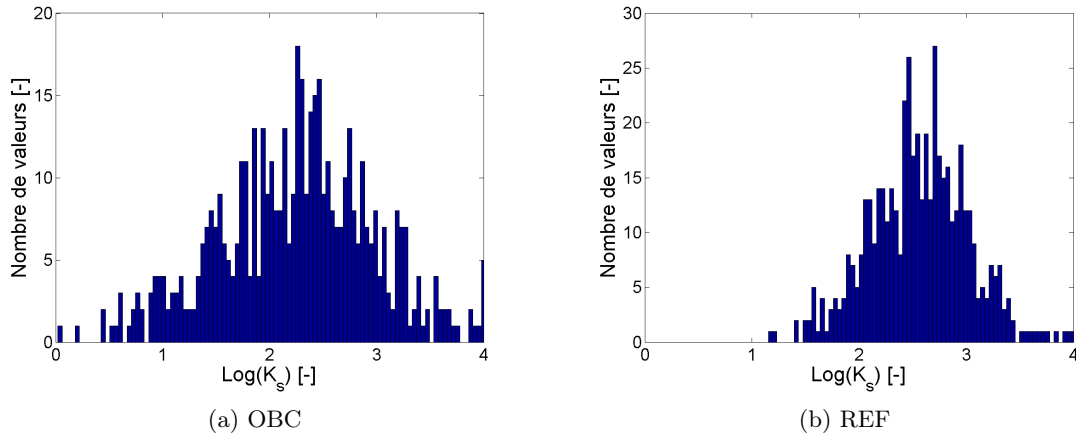


FIGURE 4.25 – Histogramme des valeurs aléatoires testées du logarithme de la conductivité hydraulique à saturation utilisées pour simuler les flux d'eau à l'aide d'HYDRUS en surface du profil de sol (0-20 cm) (a) au centre (OBC) des aires de faille (b) à distance (REF) de celles-ci. Il est à noter que la conductivité hydraulique à saturation au sein du logarithme est exprimée en mm/h.

4.3.2 Résultats de la simulation

Après simulation d'une précipitation de 2h ayant un temps de retour de 100 ans (38,51 mm), on peut constater qu'il n'y a pas ou très peu de ruissellement lorsque le profil de sol est initialement sec ($0,25 \text{ m}^3/\text{m}^3$). Lorsque le profil est initialement humide ($0,4 \text{ m}^3/\text{m}^3$), le ruissellement généré par la précipitation est globalement identique au centre et à distance des aires de faille et correspond approximativement à 52% de l'événement pluvieux total simulé (Tab. 4.5). D'autre part, le tableau 4.5 met en évidence un drainage cumulé après 10 jours plus conséquent à distance des aires de faille, ce qui peut s'expliquer par les valeurs de conductivité hydraulique à saturation mesurées au perméamètre plus élevées. On peut également constater que l'incertitude est plus élevée au centre des aires de faille en raison de la gamme plus large de conductivité hydraulique à saturation utilisée. En effet, l'incertitude sur l'évaporation cumulée est comprise entre 50% et 60% et entre 25% et 35% respectivement au centre et à distance des aires de faille.

Au niveau de la littérature scientifique, Imhoff et al. (2017) ont montré que l'ajout de biochar nouvellement formé diminue de 80% la quantité totale d'eau ruisselée. Cette diminution avec la proportion de biochar au sein du sol a été attribuée, dans cette étude, à l'augmentation de la formation et stabilisation des macropores provoquant une augmentation de la conductivité hydraulique lorsque le sol est proche de la saturation et ainsi du taux d'infiltration.

TABLE 4.5 – Ruissellement, évaporation et drainage cumulés durant une période de 10 jours au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde suite à la simulation d'une précipitation de 2h ayant un temps de retour de 100 ans (38,51 mm). "MEAN" et "IC" représentent respectivement la moyenne et l'intervalle de confiance reprenant 95% des valeurs des distributions obtenues.

	CI : 0,25 m ³ /m ³ sur tout le profil				CI : 0,40 m ³ /m ³ sur tout le profil			
	OBC		REF		OBC		REF	
	MEAN	IC	MEAN	IC	MEAN	IC	MEAN	IC
Ruissellement [mm]	1,2	8,2	0,0	0,6	19,5	3,9	20,1	0,2
Évaporation [mm]	45,3	27,7	50,3	16,5	57,0	27,7	61,0	14,6
Drainage [mm]	2,5	1,1	3,3	0,7	24,4	2,6	26,5	0,9

La figure 4.26 présente l'évolution de la quantité d'eau stockée dans le profil de 40 cm au cours du temps suite à la simulation d'une précipitation intense au centre et à distance des aires de faulde. L'annexe T reprend les résultats d'évolution de teneurs en eau à différentes profondeurs (5, 15, 25 et 35 cm) et de flux d'eau (évaporation, ruissellement et drainage) dans le profil au cours du temps suite à cette même simulation.

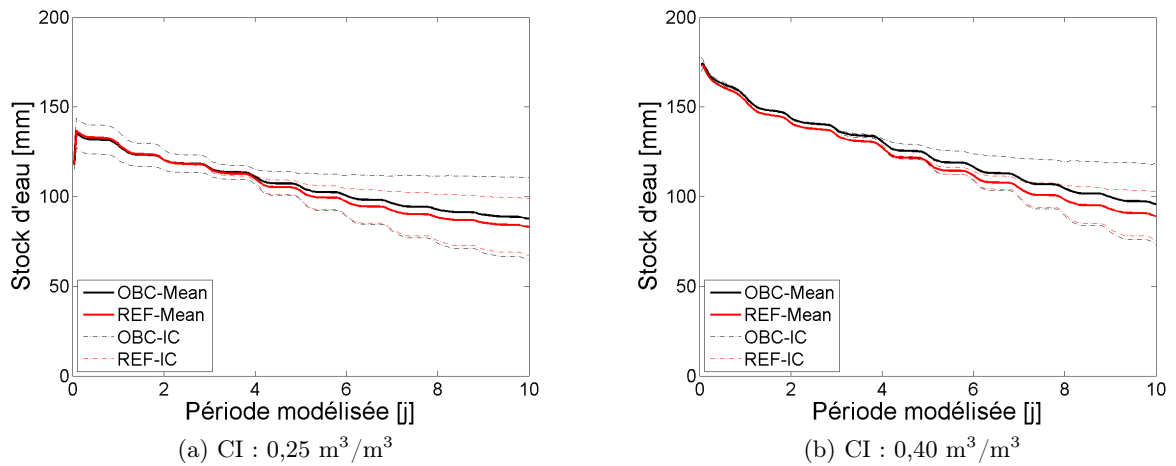


FIGURE 4.26 – Évolution du stock d'eau d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h ayant un temps de retour de 100 ans (38,51 mm) avec un profil de teneurs en eau initial (a) humide (0,40 m³/m³) (b) sec (0,25 m³/m³). IC représentent les intervalles de confiance reprenant 95% des valeurs générées par modélisation directe suite à l'introduction de 500 valeurs de conductivité hydraulique à saturation (incertitude).

La figure 4.26 permet de constater tout d'abord que le stock d'eau augmente jusqu'à 120 mm et 175 mm respectivement pour un profil de sol initialement sec et humide, ce qui équivaut à une proportion d'eau au sein du profil de sol de 40 cm respectivement de 30% et 44% en volume. Après 10 jours, le stock d'eau atteint entre 85 mm (21%) et 105 mm (26%). Via cette figure, on peut constater que le stock d'eau au centre des aires de faulde est toujours légèrement supérieur ou égal à celui à distance. Ce constat peut s'expliquer d'une part, par la meilleure rétention en eau au centre visible au niveau des courbes de rétention entrées dans le modèle (Annexe R) et d'autre part, par les valeurs de conductivité hydraulique à saturation entrées dans le modèle plus faibles au centre qu'à distance des aires de faulde. Cette meilleure rétention en eau pourrait éventuellement être due à la microporosité des particules de biochar. Cependant, l'incertitude sur le stock d'eau

générée à partir de l'incertitude liée aux mesures de conductivité hydraulique à saturation, est élevée et atteint 20 mm (20%). De plus, la modélisation repose sur un certain nombre d'hypothèses auxquelles des incertitudes élevées peuvent être associées, générant ainsi une incertitude élevée non prise en compte dans les résultats obtenus (sous-point 4.3.3).

4.3.3 Analyse critique

La modélisation directe effectuée avec HYDRUS repose sur plusieurs hypothèses :

- Les valeurs de conductivité hydraulique à saturation mesurées en laboratoire à l'aide d'un perméamètre représentent les valeurs "réelles" de cette variable. Or, les mesures de ce paramètre ont montré une extrême variabilité avec des valeurs très faibles (potentiellement dues à la destruction de la structure du sol et à des colmatages) d'une part et extrêmement élevées (potentiellement dues à des flux préférentiels) d'autre part (sous-point 4.2.8.1), variabilité présente en raison principalement de l'hétérogénéité de cette variable et accrue notamment par des conditions d'échantillonnage très sèches. Cette variabilité a été considérée dans le modèle. Il en ressort une incertitude élevée sur les résultats. D'autre part, l'utilisation des fonctions de pédotransfert de Weynants et la modélisation inverse à partir de données de teneurs en eau mesurées par des sondes "sentek" n'ont pas permis d'améliorer les résultats de conductivité hydraulique à saturation et de diminuer l'incertitude sur cette variable.
- Les valeurs des paramètres du modèle de Van Genuchten de la courbe de rétention obtenues après ajustement du modèle aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire à l'aide d'un bac à sable et de casseroles à pression correspondent "à la réalité". Or, les courbes de rétention en eau utilisées dans la modélisation directe (annexe R) représentent mal la macroporosité observée. En effet, à proximité de la saturation, la teneur en eau modélisée diffère de la teneur en eau mesurée de plusieurs pourcents. D'autre part, des plateaux entre pF 2 et pF 3 ont été constatés et une méthodologie basée sur l'analyse des pentes a été mise en place afin d'éliminer ces artefacts, générant une incertitude élevée entre ces 2 valeurs de charges matricielles. Enfin, les conditions d'échantillonnage (sécheresse) n'étaient pas optimales.
- Le facteur de tortuosité est de 0,5 sur tout le profil.
- Les propriétés physiques et hydrodynamiques (conductivité hydraulique à saturation, courbe de rétention et facteur de tortuosité) sont supposées constantes au cours du temps.

À ces hypothèses sont associées des incertitudes qui conditionnent les résultats obtenus qui n'ont pas été prises en compte dans la modélisation telles que l'incertitude sur les paramètres du modèle de Van Genuchten ainsi que sur l'évolution des propriétés du sol. Seule l'incertitude sur la conductivité hydraulique à saturation a été considérée dans le modèle.

5 Conclusions et perspectives

L'objectif de ce mémoire était d'évaluer l'impact du biochar à long terme sur les propriétés physiques et hydrodynamiques du sol ainsi que sur les flux et stocks d'eau au niveau d'une parcelle agricole. Cette parcelle agricole de texture limoneuse située à Gembloux contient des aires de faulde et par conséquent du biochar préindustriel.

D'après la littérature scientifique, le biochar une fois incorporé au sol a un impact positif à court terme sur les propriétés physiques et hydrodynamiques suite à une amélioration de la structure et l'introduction de particules caractérisées par une porosité intrinsèque élevée. À plus long terme et sous milieu tempéré, très peu d'études ont été menées sur le sujet.

Pour combler ce manque et atteindre l'objectif de ce mémoire, 3 transects de 5 postes (5 teneurs en biochar différentes) au niveau de 3 aires de faulde ont été opérés. Pour chaque poste, des échantillons structurés et non structurés ont été prélevés à 5 cm et 15 cm de profondeur. De plus, 2 fosses, au centre et à distance d'une aire de faulde, ont été réalisées et des échantillons ont été prélevés jusqu'à respectivement 90 cm et 30 cm de profondeur. Toujours au niveau de la parcelle ont été installés par l'équipe de chercheurs de l'Agro-Bio Tech de Gembloux une station météorologique et des capteurs "sentek" mesurant la teneur en eau volumique au cours du temps.

Les propriétés physiques et hydrodynamiques ont été évaluées à partir de ces expérimentations pour différentes teneurs en biochar. Un lien linéaire décroissant significatif a pu être mis en évidence entre la teneur en biochar et la densité réelle du sol, le biochar étant caractérisé par une faible densité réelle. En revanche, aucun impact du biochar préindustriel sur la densité apparente n'a pu être détecté, possiblement en raison des mauvaises conditions d'échantillonnage (sécheresse) pouvant générer une erreur non prise en compte sur le volume total. Sur base de ces constats de densités, une relation linéaire décroissante contraire à ce qui a pu être retrouvée dans la littérature scientifique entre la teneur en biochar préindustriel et la porosité totale a été relevée. D'un autre côté, une faible augmentation significative de la teneur en eau volumique mesurée en laboratoire avec la teneur en biochar pour tout palier de charges matricielles réalisées a pu être mise en évidence, ce qui pourrait possiblement s'expliquer par un effet structurant du biochar préindustriel et par sa microporosité intrinsèque. Concernant la macroporosité, une relation linéaire décroissante a été constatée entre cette variable et la teneur en biochar préindustriel. À l'inverse, une réserve en eau utile (mésoporosité) plus légèrement plus conséquente au centre des aires de faulde a été mesurée. Pour la conductivité hydraulique à saturation, les mesures au perméamètre à charge constante n'ont pas pu démontrer un lien entre cette variable et la teneur en biochar en raison d'une extrême variabilité des mesures due à des flux préférentiels et colmatages. L'utilisation de fonction de pédotransfert et la modélisation inverse opérée n'ont pas permis d'améliorer les résultats.

Les flux et stocks d'eau ont été estimés par modélisation directe à l'aide d'HYDRUS sur une période de 10 jours et un profil de sol de 40 cm initialement sec ou humide (2 cas) au centre et à distance des aires de faulde suite à la simulation d'une précipitation extrême. Suite à cette simulation, il a pu être constaté des flux sortants (évaporation et drainage) plus faibles au centre qu'à distance des aires de faulde en raison d'une conductivité hydraulique à saturation plus faible et d'une rétention en eau plus élevée, ce qui a pour conséquence un stock d'eau au sein du profil

plus élevé au centre des aires de faulde. Cependant, l'incertitude sur la valeur de conductivité hydraulique à saturation entrée dans le modèle génère une incertitude très élevée sur les résultats de la simulation. De plus, les incertitudes sur les paramètres de la courbe de rétention ainsi que sur le facteur de tortuosité n'ont pas été prises en compte dans le modèle.

Ainsi, le mémoire a pu mettre en évidence des résultats contradictoires. En effet, l'analyse des teneurs en eau mesurées et de la réserve en eau utile tendent à montrer un impact positif du biochar sur ces variables suite possiblement à un effet structurant et de porosité intrinsèque des particules. Ces hypothèses sont, en revanche, rejetées par l'analyse des porosités totales et macroporosités. Cette divergence de constats pourrait éventuellement être due aux mauvaises conditions d'échantillonnages.

Dans le futur, il pourrait être intéressant d'étudier les aires de faulde suite à un échantillonnage dans de bonnes conditions (sol humide) afin d'estimer la part de responsabilité des mauvaises conditions d'échantillonnage dans les résultats de ce mémoire. D'autre part, la conductivité hydraulique à saturation pourrait être estimée via une autre méthodologie, par exemple par modélisation inverse après prise d'une colonne de sol de 80 cm, fixation des conditions aux limites et monitoring des teneurs en eau à différentes profondeurs.

6 Bibliographie

- Abdelhafez, A.A., Li, J., Abbas, M.H., 2014. Feasibility of biochar manufactured from organic wastes on the stabilization of heavy metals in a metal smelter contaminated soil. *Chemosphere*, 117, pp.66–71. DOI :10.1016/j.chemosphere.2014.05.086.
- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., Wessolek, G., 2013. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202–203, pp.183–191. DOI :10.1016/j.geoderma.2013.03.003.
- Abiven, S., 2011, Le biochar : une nouvelle technique pour séquestrer du carbone et augmenter la fertilité du sol ? *Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz. Bulletin*, 31, pp.47-50. DOI :10.5167/uzh-51356.
- Abrol, V., Ben-Hur, M., Verheijen, F.G.A., Keizer, J.J., Martins, M.A.S., Tenaw, H., Tchekansky, L., Graber, E.R., 2016. Biochar effects on soil water infiltration and erosion under seal formation conditions : rainfall simulation experiment. *Journal of Soils and Sediments* 16(12), pp.2709–2719. DOI :10.1007/s11368-016-1448-8.
- Agegnehu, G., Bass, A.M., Nelson, P.N., Muirhead, B., Wright, G., Bird, M.I., 2015. Biochar and biochar-compost as soil amendments : Effects on peanut yield, soil properties and greenhouse gas emissions in tropical North Queensland, Australia. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 213, pp.72-85. DOI :10.1016/j.agee.2015.07.027.
- Ajayi, A., Horn, R., 2016. Modification of chemical and hydrophysical properties of two texturally differentiated soils due to varying magnitudes of added biochar. *Soil Tillage Research*, 164, pp.34–44. DOI :10.1016/j.still.2016.01.011.
- Al-Wabel, Q., Hussain, Q., Usman, A., Ahmad, M., Abduljabbar, A., Abdulazeam, S., Ok, Y.S., 2017. Impact of biochar properties on soil conditions and agricultural sustainability : A review. *Land Degradation and Development*, 29(7), pp.2124-2161. DOI :10.1002/ldr.2829.
- Amonette, J., Joseph, S., 2009. Characteristics of Biochar : Micro-chemical Properties. *Biochar for Environmental Management : Science and Technology*. Lehmann, J., Joseph, S., pp.35-52.
- 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, pp.190–196. DOI :10.1016/j.agwat.2015.09.017.
- Antal, M.J., Grønli, M., 2003. The Art, Science, and Technology of Charcoal Production. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 42, pp.1619–1640. DOI :10.1021/ie0207919.
- Asai, H., Samson, B.K., Stephan, H.M., Songyikhangsuthor, K., Homma, K., Kiyono, Y., Inouef, Y., Shiraiwa, T., Horie, T., 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos : 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *Field Crops Research*. 111 :81–84. DOI :10.1016/j.fcr.2008.10.008.
- Bayabil, H.K., Stoof, C.R., Lehmann, J.C, Yitaferu, B., Steenhuis, T.S., 2015. Assessing the potential of biochar and charcoal to improve soil hydraulic properties in the humid Ethiopian

- Highlands : The Anjeni watershed. *Geoderma*, 243-244, pp.115–123. DOI :10.1016/j.geoderma.2014.12.015.
- Blanco-Canqui, H., 2017. Biochar and Soil Physical Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 81, pp.687–711. DOI :10.2136/sssaj2017.01.0017.
- Borchard, N., Ladd, B., Eschemann, S., Hegenberg, D., Mösel, D.M., Amelung, W., 2014. Black carbon and soil properties at historical charcoal production sites in Germany. *Geoderma*, 232-234, pp.236-242. DOI :10.1016/j.geoderma.2014.05.007.
- Borchard, N., Siemens, J., Ladd, B., Möller, A., Amelung, W., 2014. Application of biochars to sandy and silty soil failed to increase maize yield under common agricultural practice. *Soil and Tillage Research*, 144, pp.184-194. DOI :10.1016/j.still.2014.07.016.
- Bourke, J., Manley-Harris, M., Fushimi, C., Dowaki, K., Nunoura, T., Antal, M.J., 2007. Do All Carbonized Charcoals Have the Same Chemical Structure? 2. A Model of the Chemical Structure of Carbonized Charcoal. *Industrial And Engineering Chemistry Research*, 46, pp.5954-5967. DOI :10.1021/ie070415u.
- Box, G.E.P., Tiao, G.C., 1992. *Bayesian Inference in Statistical Analysis*. John Wiley and Sons, New York City, USA.
- Brewer, C.E., Chuang, V.J., Masiello, C.A., Gonnermann, H., Gao, X., Dugan, B., Driver, L.E., Panzacchi, P., Zygourakis, K., Daviese, C., 2014. New approaches to measuring biochar density and porosity. *Biomass and Bioenergy*, 66, pp.176-185. DOI :10.1016/j.biombioe.2014.03.059.
- Bridgwater, A.V., 2012. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and bioenergy*, 38, pp.68-94. DOI :10.1016/j.biombioe.2011.01.048.
- Brodowski, S., John, B., Flessa, H., Amelung, W., 2006. Aggregate-occluded black carbon in soil. *European Journal of Soil Science*, 57, pp.539–546. DOI :10.1111/j.1365-2389.2006.00807.x.
- Brooks, R.H., Corey, A.T., 1964. Hydraulic properties of porous media. Corey, A.T., Dils, R.E., Yevdjovich, V.M. *Hydrology papers*, Colorado State University, Fort Collins.
- Brown, R.A., Kercher, A.K., Nguyen, T H., Nagle, D.C., Ball, W.P., 2006. Production and characterization of synthetic wood chars for use as surrogates for natural sorbents. *Organic Geochemistry*, 37, pp.321–333. DOI :10.1016/j.orggeochem.2005.10.008.
- Bruun, S., El-Zehery, T., 2012. Biochar effect on the mineralization of soil organic matter. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 47(5), pp.665-671. DOI :10.1590/S0100-204X2012000500005.
- Bruun, E.W., Petersen, C.T., Hansen, E., Holm, J.K., Hauggaard-Nielsen, H., 2014. Biochar amendment to coarse sandy soil subsoil improves root growth and increases water retention. *Soil Use and Management*, 30, pp.109-118. DOI :10.1111/sum.12102.
- Burrell, L.D., Zehetner, F., Rampazzo, N., Wimmer, B., Soja, G., 2016. Longterm effects of biochar on soil physical properties. *Geoderma*, 282, pp.96–102. DOI :10.1016/j.geoderma.2016.07.019.
- Case, D.C., McNamara, N.P., Reay, D.S., Stott, A.W., Grant, H.K., Whitaker, J., 2015. Biochar suppresses N₂O emissions while maintaining N availability in a sandy loam soil. *Soil Biology And Biochemistry*, 81, pp.178-185. DOI :10.1016/j.soilbio.2014.11.012.

- Cha, J.S.C., Park, S.H., Jung, S.-C., Ryud, C., Jeone, J.-K., Shin, M.-C., Park, Y.-K., 2016. Production and Utilization of Biochar : A Review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 40, pp.1-15. DOI :10.1016/j.jiec.2016.06.002.
- Chia, C.H., Downie, A., Munroe, P., 2015. Characteristics of biochar : physical and structural properties. In : Lehmann, J., Joseph, S. (Eds.), *Biochar For Environmental Management : Science, Technology and Implementation*. Earthscan, Routledge, London, pp. 89–109.
- Cheng, C.H., Lehmann, J., Thies, J.E., Burton, S.D., Engelhard, M.H., 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Organic Geochemistry*, 37(11), pp.1477-1488. DOI :10.1016/j.orggeochem.2006.06.022.
- Clough, T.J., Condon, L.M., Kammann, C., Müller, C., 2013. A Review of Biochar and Soil Nitrogen Dynamics. *Agronomy*, 3, pp.275-293. DOI :10.3390/agronomy3020275.
- Criscuoli, I., Alberti, G., Baronti, S., Favilli, F., Martinez, C., Calzolari, C., Pusceddu, E., Rumpel, C., Viola, R., Miglietta, F., 2014. Carbon sequestration and fertility after centennial time scale incorporation of charcoal into soil. *PloS One*, 9(3), pp.1–11. DOI :10.1371/journal.pone.0091114.
- Cross, A., Sohi, S.P., 2011. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, pp.2127-2134. DOI :10.1016/j.soilbio.2011.06.016.
- Curaqueo, G., Meier, S., Khan, N., Cea, M., Navia, R., 2014. Use of biochar on two volcanic soils : Effects on soil properties and barley yield. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 14 (4), pp.911–924. DOI :10.4067/S0718-95162014005000072.
- Dan, T., Zhong-Yi, Q., Mang-Mang, G., Bo, L., Yi-Jia, L., 2015. Experimental study of influence of biochar of different texture soil hydraulic characteristic parameters and moisture holding properties. *Polish journal of environmental studies*, 24(3), pp.1435–1442.
- Davis, S.H., Vertessy, R.A., Dunkerley, D.L., Mein, R.G., 1996. The Influence Of Scale On The Measurement Of Saturated Hydraulic Conductivity In A Forest Soil. 23rd Hydrology and Water Resources Symposium, Hobart, Australia.
- Downie, A., Crosky, A., Munroe, P., 2009. Physical Properties of Biochar. *Biochar for Environmental Management*. Lehmann J., Joseph, S. Science and Technology, London.
- Du, Z., Chen, X., Qi, X., Li, Z., Nan, J., Deng, J., 2016. The effects of biochar and hogger biogas slurry on fluvo-aquic soil physical and hydraulic properties : A field study of four consecutive wheat–maize rotations. *Journal of Soils and Sediments*, 16, pp.2050–2058. DOI :10.1007/s11368-016-1402-9.
- Durner, W., 1994. Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resources Research*, 30(2), pp.211-223. DOI :10.1029/93WR02676.
- Durner, W., Lipsius, K., 2005. Determining Soil Hydraulic Properties. *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. DOI :10.1002/0470848944.hsa077b.
- Edenborn, S.L., Edenborn, H.M., Krynock, R.M., Haug, K.L.Z., 2015. Influence of biochar application methods on the phytostabilization of a hydrophobic soil contaminated with lead and acid

- tar. *Journal of Environmental Management*, 150, pp.226–234. DOI :10.1016/j.jenvman.2014.11.023.
- Evrard, R., 1956. *Forges anciennes*. Editions Solédi, Liège, Belgium.
- (FAO) Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2003. *Économie de l'agriculture de conservation*. Service de la gestion des terres et de la nutrition des plantes, Division de la mise en valeur des terres et des eaux, Rome. ISBN :92-5-204687-9.
- (FAO) Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2012. *Faire face à la pénurie d'eau. Un cadre d'action pour l'agriculture et la sécurité alimentaire*. Rome. ISBN :978-92-5-207304-8.
- Feng, Y., Xu, Y., Yu, Y., Xie, Z., Lin, X., 2012. Mechanisms of biochar decreasing methane emission from Chinese paddy soils. *Soil Biology And Biochemistry*, 46, pp.80-88. DOI :10.1016/j.soilbio.2011.11.016.
- Fredlund, D.G., Xing, A., 1994. Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), pp.521-532. DOI :10.1139/t94-061.
- Gamage, D.N., Mapa, R., Dharmakeerthi, R., Biswas., A., 2016. Effect of ricehusk biochar on selected soil properties in tropical alfisols. *Soil Research*, 54(3), pp.302–310. DOI :10.1071/SR15102.
- Gardner, W.R., 1957. Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from a water table. *Soil Science*, 85, pp.228–232. DOI :10.1097/00010694-195804000-00006.
- Gaskin, J.W., Speir, R.A., Harris, K., Das, K.C., Lee, R.D., Morris, L.A., Fisher, D.S., 2010. Effect of peanut hull and pine chip biochar on soil nutrients, corn nutrient status, and yield. *Agronomy Journal*, 102, pp.623–633. DOI :10.2134/agronj2009.0083.
- Gavin, H.P., 2016. *The Levenberg-Marquardt method for nonlinear least squares curve-fitting problems*. Department of Civil and Environmental Engineering Duke University.
- Genesio, L., Miglietta, F., Lugato, E., Baronti, S., Pieri, M., Vaccari, F.P., 2012. Surface albedo following biochar application in durum wheat. *Environmental Research Letters*, 1623(7), pp.149-139. DOI :10.1088/1748-9326/7/1/014025.
- Genot, V., Renneson, M., Colinet, G., Goffaux, M.J., Cugnon, T., Toussaint, B., Buffet, D., Oger, R., 2012. *Base de données sols de REQUASUD - 3ème synthèse*. ASBL REQUASUD, Gembloux, 35 pp.
- Ghezzehei, T.A., 2012. Soil Structure. In : *Handbook of Soil Sciences : properties and processes*. Huang, P.M., Li, Y., Sumner, M.E., CRC Press, second edition.
- Githinji, L., 2014. Effect of biochar application rate on physical and hydraulic properties of a sandy loam. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60(4), pp.457-470. DOI :10.1080/03650340.2013.821698.
- Glab, T., Palmowska, J., Zaleski, T., Gondek, K., 2016. Effect of biochar application on soil hydrological properties and physical quality of sandy soil. *Geoderma* 281, pp.11–20. DOI :10.1016/j.geoderma.2016.06.028.

- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., Zech, Z., 2001. The "Terra Preta" phenomenon : A model for sustainable agriculture in the humid tropics. *The Science of Nature*, 88(1), pp.37-41. DOI :10.1007/s001140000193.
- Glaser, B., Birk, J.J., 2012. State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Indio). *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 82, pp.39-51. DOI :10.1016/j.gca.2010.11.029.
- Goldberg, E.D., 1985. *Black carbon in the environment*. John Wiley and Sons, New York.
- Haider, G., Steffens, D., Moser, G., Müller, C., Kammann, C.I., 2017. Biochar reduced nitrate leaching and improved soil moisture content without yield improvements in a four-year field study. *Agriculture, Ecosystems And Environment*, 237, pp.80-94. DOI :10.1016/j.agee.2016.12.019.
- Hammes, K., Schmidt, M.W.I., Smernik, R.J., Currie, L.A., Ball, W.P., Nguyen, T.H., Louchouart, P., Houel, S., Gustafsson, Ö., Elmquist, M., Cornelissen, G., Skjemstad, J.O., Masiello, C. a., Song, J., Peng, P., Mitra, S., Dunn, J.C., Hatcher, P.G., Hockaday, W.C., Smith, D.M., Hartkopf-Fröder, C., Böhmer, A., Luer, B., Huebert, B.J., Amelung, W., Brodowski, S., Huang, L., Zhang, W., Gschwend, P.M., FloresCervantes, D.X., Largeau, C., Rouzaud, J.-N., Rumpel, C., Guggenberger, G., Kaiser, K., Rodionov, A., Gonzalez-Vila, F.J., Gonzalez-Perez, J. a., de la Rosa, J.M., Manning, D. a. C., López-Capel, E., Ding, L., 2007. Comparison of quantification methods to measure fire-derived (black/elemental) carbon in soils and sediments using reference materials from soil, water, sediment and the atmosphere. *Global Biogeochemical Cycles*, 21, GB3016. DOI :10.1029/2006GB002914.
- Hammes, K., Abiven, S., 2013. Identification of Black Carbon in the Earth System. Belcher, C. M., chapitre 9, pp.157-176, *Fire phenomena and the Earth system : an interdisciplinary guide to fire science*, DOI :10.1002/9781118529539.ch9.
- Han, F., Ren, L., Zhang, X.C., 2016. Effect of biochar on the soil nutrients about different grasslands in the Loess Plateau. *Catena*, 137, pp.554-562. DOI :10.1016/j.catena.2015.11.002.
- Hansotte, G., 1980. *La métallurgie et le commerce international du fer dans les Pays-Bas autrichiens et la Principauté de Liège pendant la seconde moitié du XVIIIe siècle*. Académie royale de Belgique, Bruxelles.
- Hardie, M., Clothier, B., Bound, S., Oliver, G., Close, D., 2014. Does biochar influence soil physical properties and soil water availability ? *Plant Soil*, 376, pp.347-361. DOI :10.1007/s11104-013-1980-x.
- Hardy, B., Dufey, J., 2015. *La forêt wallonne, composante vitale de la sidérurgie préindustrielle*. Forêt Wallonne, 135, pp.10-18.
- Hardy, B., Cornelis, J.T., Houben, D., Lambert, R., Dufey, J.E., 2016a. The effect of pre-industrial charcoal kilns on chemical properties of forest soil of Wallonia, Belgium. *European Journal of Soil Science*, 67, pp.206-216. DOI :10.1111/ejss.12324.
- Hardy, B., Cornelis, J.T., Houben, D., Leifeld, J., Lambert, R., Dufey, J.E., 2016b. Evaluation of the long-term effect of biochar on properties of temperate agricultural soil at pre-industrial charcoal kiln sites in Wallonia, Belgium. *European Journal of Soil Science*, 68, pp.80-89. DOI :10.1111/ejss.12395.

- Hardy, B., 2017. Pre-industrial charcoal kiln sites in Wallonia, Belgium : spatial distribution, effects on soil properties and long-term fate of charcoal in soil. Thèse de doctorat sous la direction de M. Defourny et M. Cornélis. Louvain-la-Neuve, UCL, 323p.
- Hedges, J.I., Eglinton, G., Hatcher, P.G., Kirchman, D.L., Arnosti, C., Derenne, S., Evershed, R.P., Kögel-Knabner, I., de Leeuw, J.W., Littke, R., Michaelis, W., Rullkötter, J., . The molecularly-uncharacterized component of nonliving organic matter in natural environments. *Organic Geochemistry*, 31, pp.945-958. DOI :10.1016/S0146-6380(00)00096-6.
- Herath, H.M.S.K., Arbestain, M.C., Hedley, M., 2013. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils : An alfisol and an andisol. *Geoderma*, 209–210, pp.188–197. DOI :10.1016/j.geoderma.2013.06.016.
- Hernandez-Soriano, M.C., Kerré, B., Goos, P., Hardy, B., Dufey, J., Smolders, E., 2015. Long-term effect of biochar on the stabilization of recent carbon : soils with historical inputs of charcoal. *Global Change Biology Bioenergy*, 8(2), pp.371-381. DOI :10.1111/gcbb.12250.
- Hillel, D., 1998. Flow of water in saturated soil. *Environmental Soil Physic*. Academic Press, University of Massachusetts, USA.
- Hoyois, G., 1953. L'Ardenne et l'Ardennais. L'Evolution Economique et Sociale d'une région. Tome 2. Bruxelles-Paris : Éditions universitaires ; Gembloux : J.Duculot, imprimeur-éditeur.
- Ibrahim, H.M., Al-Wabel, M.I., Usman, A.R.A., Al-Omran, A., 2013. Effect of Conocarpus Biochar Application on the Hydraulic Properties of a Sandy Loam Soil. *Soil Science*, 178(4), pp.165–173. DOI :10.1097/SS.0b013e3182979eac.
- Imhoff, P.T., Nakhli, S.A.A., 2017. Reducing Stormwater Runoff and Pollutant Loading with Biochar Addition to Highway Greenways. IDEA Program Final Report, University of Delaware.
- IPPC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2018. GLOBAL WARMING OF 1.5°C. Incheon, Republic of Korea.
- IRM (Institut Royal Météorologique), ND. Statistiques climatiques des communes belges : Gembloux.
- Javaux, M., Bielders, C., 2017. Physique du sol appliquée à l'agronomie et l'environnement. Leçon 5 : Ecoulement de l'eau dans les sols : Milieu saturé et non saturé. Notes de cours, UCL.
- Jeffery, S., Verheijen, F.G.A., van der Velde, M., Bastos, A.C., 2011. A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144, pp.175–187. DOI :10.1016/j.agee.2011.08.015.
- Jeffery, S., Meinders, M.B.J., Stoof, C.R., Bezemer, T.M., van de Voorde, T.F.J., Mommer, L., van Groenigen, J.W., 2015. Biochar application does not improve the soil hydrological function of a sandy soil. *Geoderma*, 251–252, pp.47–54. DOI :10.1016/j.geoderma.2015.03.022.
- Jien, S.H., Wang, C.S., 2013. Effects of Biochar on Soil Properties and Erosion Potential in a Highly Weathered Soil. *Catena*, 110, pp.225-233. DOI :10.1016/j.catena.2013.06.021.
- Jin, Y., Liang, X., He, M., Liu, Y., Tian, G., Shi, J., 2016. Manure biochar influence upon soil properties, phosphorus distribution and phosphatase activities : A microcosm incubation study.

- Chemosphere, 142, pp.128–135. DOI :10.1016/j.chemosphere.2015.07.015.
- Kameyama, K., Miyamoto, T., Iwata, Y., Shiono, T., 2016. Effects of biochar produced from sugarcane bagasse at different pyrolysis temperatures on water retention of a calcaric dark red soil. *Soil Science*, 181(1), pp.20–28. DOI :10.1097/SS.0000000000000123.
- Kammann, C., Ratering, S., Eckhard, C., Müller, C., 2012. Biochar and Hydrochar Effects on Greenhouse Gas (Carbon Dioxide, Nitrous Oxide, and Methane) Fluxes from Soils. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), pp.1052–1066. DOI :10.2134/jeq2011.0132.
- Kavitha, B., Reddy Venkata, P.V.L., Kim, B., Lee, S.S., Pandeye, S.K., Kim, K.H., 2018. Benefits and limitations of biochar amendment in agricultural soils : A review. *Journal of Environmental Management*, 227, pp.146–154. DOI :10.1016/j.jenvman.2018.08.082.
- Kerré, B., Bravo, C.T., Leifeld, J., Cornelissen, G., Smolders, E., 2016. Historical soil amendment with charcoal increases sequestration of non-charcoal carbon : a comparison among methods of black carbon quantification. *European Journal of Soil Science*, 67, pp.324–331. DOI :10.1111/ejss.12338.
- 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, pp.10–15. DOI :10.1016/j.eja.2017.09.003.
- Kleber, M., Eusterhues, K., Keiluweit, M., Mikutta, C., Mikutta, R., Nico, P.S., 2015. Mineral-Organic Associations : Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. *Advances in Agronomy*, 130, pp.1–140. DOI :10.1016/bs.agron.2014.10.005.
- Kool, J.B., Parker, J.C., Analysis of the Inverse Problem for Transient Unsaturated Flow. *Water Resources Research*, 24(6), pp.817–830. DOI :10.1029/WR024i006p00817.
- Kosugi, K., 1996. Lognormal distribution model for unsaturated soil hydraulic properties. *Water Resources Research*, 32(9), pp.2697–2703. DOI :10.1029/96WR01776.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J.K., Stahr, K., 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(11–12), pp.1485–1498. DOI :10.1016/S0038–0717(00)00084–5.
- Laghari, M., Mirjat, M.S., Hu, Z., Fazal, S., Xiao, B., Hu, M., Chen, Z., Guo, D., 2015. Effects of biochar application rate on sandy desert soil properties and sorghum growth. *Catena*, 135, pp.313–320. DOI :10.1016/j.catena.2015.08.013.
- Laghari, M., Naidu, R., Xiao, B., Hu, R., Mirjat, M.S., Hu, M., Kandhro, M.N., Chen, Z., Guo, D., Jogi, Q., Abudi, Z.N., Fazal, S., 2016. Recent developments in biochar as an effective tool for agricultural soil management : a review. *Journal of Science and Food Agriculture*, 96(15), pp.4840–4849. DOI :10.1002/jsfa.7753.
- Laird, D.A., Fleming, P., Davis, D.D., Horton, R., Wang, B., Karlen, D.L., 2010. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158, pp.443–449. DOI :10.1016/j.geoderma.2010.05.013.
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, pp.1–22.

DOI :10.1016/j.geoderma.2004.01.032.

Lathouwers, D., Bellan, J., 2001. Yield Optimization and Scaling of Fluidized Beds for Tar Production from Biomass. *Energy and Fuels*, 15, pp.1247-1262. DOI :10.1021/ef010053h.

Lehmann, J., Silva, J.P., Rondon, M., Cravo, M.S., Greenwood, J., Nehls, T., Glaser, B., 2002. Slash and char – a feasible alternative for soil fertility management in the central Amazon ? 17th World congress of soil science, pp. 412–449. Bangkok, Thailand : The International Union of Soil Sciences.

Lehmann, J., 2007a. A handful of carbon. *Nature*, 447, pp.143–144. DOI :10.1038/447143a.

Lehmann, J., 2007b. Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, pp.381-387. DOI :10.1890/1540-9295(2007)5[381:BITB]2.0.CO;2.

Lepoivre, A., Septembre, G., 1941. *Le charbon de bois : traité pratique de carbonisation*. Chiron, Paris, France.

Liang, B. (2008) *The Biogeochemistry of Black Carbon in Soils*. PhD thesis, Cornell University, Ithaca, NY.

Liang, B., Lehmann, J., Sohi, S.P., Thies, J.E., O'Neill, B., Trujillo, L., Gaunt, J., Solomon, D., Grossman, J., Neves, E.G., Luizão, F.J., 2010. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. *Organic Geochemistry* 41, pp.206–213. DOI :10.1016/j.orggeochem.2009.09.007.

Lilly, A., Lin, H., 2004. Using soil morphological attributes and soil structure in pedotransfer functions. *Developments in Soil Science*, 30, pp.115-141. DOI :10.1016/S0166-2481(04)30007-3.

Lim, T.J., Spokas, K.A., Feyereisen, G., Novak, J.M., 2016. Predicting the impact of biochar additions on soil hydraulic properties. *Chemosphere*, 142, pp.136–144. DOI :10.1016/j.chemosphere.2015.06.069.

Liu, Y., Lu, H., Yang, S., Wang, Y., 2016a. Impacts of biochar addition on rice yield and soil properties in a cold waterlogged paddy for two crop seasons. *Field Crops Research*, 191, pp.161–167. DOI :10.1016/j.fcr.2016.03.003.

Liu, C., Wang, H., Tang, X., Guan, Z., Reid, B.J., Rajapaksha, A.U., Ok, Y.S., Sun, H., 2016b. Biochar increased water holding capacity but accelerated organic carbon leaching from a sloping farmland soil in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(2), pp.995–1006. DOI :10.1007/s11356-015-4885-9.

Lorenz, K., Lal, R., 2014. Biochar application to soil for climate change mitigation by soil organic carbon sequestration. *J. Plant Nutrition Soil Science*, 177, pp.651–670. DOI :10.1002/jpln.201400058.

Lourakis, M., Argyros, A.A., 2005. Is Levenberg-Marquardt the Most Efficient Optimization Algorithm for Implementing Bundle Adjustment ? 10th IEEE International Conference on Computer Vision (Beijing, China), 2, pp.1526-1531. DOI :10.1109/ICCV.2005.128.

Lu, W., Ding, W., Zhang, J., Li, Y., Luo, J., Bolan, N., Xie, Z., 2014a. Biochar suppressed the decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil : A negative priming effect. *Soil Biology and Biochemistry*, 76, pp.12-21. DOI :10.1016/j.soilbio.2014.04.029.

- Lu, S., Sun, F., Zong, Y., 2014b. Effect of rice husk biochar and coal fly ash on some physical properties of expansive clayey soil (vertisol). *Catena*, 114, pp.37–44. DOI :10.1016/j.catena.2013.10.014.
- Luo, Y., Durenkamp, M., De Nobili, M., Lin, Q., Brookes, P.C., 2011. Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, pp.2304–2314. DOI :10.1016/j.soilbio.2011.07.020.
- Ma, N., Zhang, L., Zhang, Y., Yang, L., Yu, C., Yin, G., Doane, D.A., Wu, Z., Zhu, P., Ma, X., 2016. Biochar improves soil aggregate stability and water availability in a mollisol after three years of field application. *PLoS One*, 11(5), e0154091. DOI :10.1371/journal.pone.0154091.
- Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S.J., Lehmann, J., 2012. Nutrient leaching in a Colombian savanna oxisol amended with biochar. *Journal of Environmental Quality*, 41, pp.1076–1086. DOI :10.2134/jeq2011.0128.
- Manickam, T., Cornelissen, G., Bachmann, R.T., Ibrahim, Z., Mulder, J., Hale, S.E., 2015. Biochar application in Malaysian sandy and acid sulfate soils : Soil amelioration effects and improved crop production over two cropping seasons. *Sustainability*, 7, pp.16756–16770. DOI :10.3390/su71215842.
- Marquardt, D.W., 1963. An Algorithm for Least-Squares Estimation of Nonlinear Parameters. *Journal of the Society for Industrial and Applied Mathematics*, 11(2), pp.431–441. DOI :10.1137/0111030.
- Masiello, C.A., 2004. New directions in black carbon organic geochemistry. *Marine Chemistry*, 92, pp.201 – 213, DOI :10.1016/j.marchem.2004.06.043.
- Neill, B.E., 2007. Microbial communities in Amazonian dark earth soils analyzed by culture-based and molecular approaches. MSc thesis, Cornell University, Ithaca, NY.
- Merdun, H., Cinar, O., Meral, R., Apan, M., 2006. Comparison of artificial neural network and regression pedotransfer functions for prediction of soil water retention and saturated hydraulic conductivity. *Soil and Tillage Research*, 90, pp.108–116. DOI :10.1016/j.still.2005.08.011.
- Minasny, B., McBratney, A.B., 2002. The Neuro-m Method for Fitting Neural Network Parametric Pedotransfer Functions. *Soil Science Society of America Journal*, 66(2), pp.352–361. DOI :10.2136/sssaj2002.3520.
- Mohanty, B.P., Kanwar, R. S., Everts, C. J., 1994. Comparison of Saturated Hydraulic Conductivity Measurement Methods for a Glacial-Till Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 58, pp.672–677. DOI :10.2136/sssaj1994.03615995005800030006x.
- Mollinedo, J., Schumacher, T.E., Chintala, R., 2015. Influence of feedstocks and pyrolysis on biochar's capacity to modify soil water retention characteristics. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 114, pp.100–108. DOI :10.1016/j.jaap.2015.05.006.
- Nelissen, V., Saha, B.K., Ruysschaert, G., Boeckx, P., 2014. Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions. *Soil Biology and Biochemistry*, 70, pp.244–255. DOI :10.1016/j.soilbio.2013.12.026.

Nelissen, V., Ruyschaert, G., Manka'Abusi, D., D'Hosea, T., De Beuf, K., Al-Barr, B., Cornelis, W., Boeckx, P., 2015. Impact of a woody biochar on properties of a sandy loam soil and spring barley during a two-year field experiment. *European Journal of Agronomy*, 62, pp.65-78. DOI :10.1016/j.eja.2014.09.006.

Impact of a woody biochar on properties of a sandy loam soil and spring barley during a two-year field experiment.

Novak, J.M., Spokas, K.A., Cantrell, K.B., Ro, K.S., Watts, D.W., Glaz, B., Hunt, P.G., 2014. Effects of biochars and hydrochars produced from lignocellulosic and animal manure on fertility of a mollisol and entisol. *Soil Use and Management*, 30, pp.175–181. DOI :10.1111/sum.12113.

Oguntunde, P.G., Abiodun, B.J., Ajayi, A.E., Giesen, N., 2008. Effects of charcoal production on soil physical properties in Ghana. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171(4), pp.591-596. DOI :10.1002/jpln.200625185.

Oh, S., Kim, Y.K., Kim, J.W., 2015. A Modified van Genuchten-Mualem Model of Hydraulic Conductivity in Korean Residual Soils. *Water*, 7(10), pp.5487-5502. DOI :10.3390/w7105487.

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*, 13(4), pp.991-1002. DOI :10.4067/S0718-95162013005000078.

Patil, N.G., Singh, S.K., 2016. Pedotransfer Functions for Estimating Soil Hydraulic Properties : A Review. *Pedosphere*, 26(4), pp.417–430. DOI :10.1016/S1002-0160(15)60054-6.

Peng, X., Zhu, Q., Xie, Z., Darboux, F., Holden, N., 2016. The impact of manure, straw and biochar amendments on aggregation and erosion in a hillslope ultisol. *Catena*, 138, pp.30–37. DOI :10.1016/j.catena.2015.11.008.

Pignatello, J.J., Kwon, S., Lu, Y., 2006. Effect of natural organic substances on the surface and adsorptive properties of environmental black carbon (char) : attenuation of surface activity by humic and fulvic acids. *Environmental Science and Technology*, 40, pp.7757–7763. DOI :10.1021/es061307m.

Prober, S.M., Stol, J., Piper, M., Gupta, V., Cunningham, S.A., 2014. Enhancing soil biophysical condition for climate-resilient restoration in mesic woodlands. *Ecological Engineering*, 71, pp.246–255. DOI :10.1016/j.ecoleng.2014.07.019.

Purakayastha, T.J., Kumari, S., Sasmal, S., Pathak, H., 2015. Biochar Carbon Sequestration in Soil - A myth or Reality? *International Journal of Bio-resource and Stress Management*, 6(5), pp.623-630, DOI :10.5958/0976-4038.2015.00097.4.

Puri, B.R., 1970. Chemistry and physics of carbon. Walker, P.L., Marcel Dekker, New York, pp.191–282.

Reisser, M., Purves, R.S., Schmidt, M.W.I., Abiven, S., 2016. Pyrogenic Carbon in Soils : A Literature-Based Inventory and a Global Estimation of Its Content in Soil Organic Carbon and Stocks. *Frontiers in Earth Science* 4, 1–14. DOI :10.3389/feart.2016.00080.

Ritter, A., Hupet, F., Muñoz-Carpena, R., Lambot, S., Vanclooster, M., 2003. Using inverse

- methods for estimating soil hydraulic properties from field data as an alternative to direct methods. *Agricultural Water Management*, 59(2), pp.77-96. DOI :10.1016/S0378-3774(02)00160-9.
- Rogovska, N., Laird, D., Cruse, R., Fleming, P., Parkin, T., Meek, D., 2011. Impact of Biochar on Manure Carbon Stabilization and Greenhouse Gas Emissions. *Soil Science Society of America Journal*, 75(3), pp.871-879. DOI :10.2136/sssaj2010.0270.
- Rogovska, N., Laird, D.A., Rathke, S.J., Karlen, D.L., 2014. Biochar impact on Midwestern Mollic soils and maize nutrient availability. *Geoderma*, 230–231, pp.340–347. DOI :10.1016/j.geoderma.2014.04.009.
- Rondon, M., Ramirez, J.A., Lehmann, J., 2005. Greenhouse gas emissions decrease with charcoal additions to tropical soils. 3rd USDA Symposium on Greenhouse Gases and Carbon Sequestration in Agriculture and Forestry, Baltimore, 21-24 March 2005.
- Rondon, M.A., Molina, D., Hurtado, M., Ramirez, J., Lehmann, J., Major, J., Amezquita, E., 2006. Enhancing the productivity of crops and grasses while reducing greenhouse gas emissions through biochar amendments to unfertile tropical soils. *Proceedings of the 18th World Congress of Soil Science*, July 9-15, 2006, Philadelphia, Pennsylvania, USA, pp. 138–168.
- Rondon, M.A., Lehmann, J., Ramírez, J., Hurtado, M., 2007. Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biology and Fertility of Soils*, 43(6), pp.699-708. DOI :10.1007/s00374-006-0152-z.
- Schaap, M.G., Leij, F.J., Van Genuchten, M.T., 2001. ROSETTA : a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology*, 251(3–4), pp.163-176. DOI :10.1016/S0022-1694(01)00466-8.
- Scharnagl, B., Vrugt, J.A., Vereecken, H., Herbst, M., 2011. Inverse modelling of in situ soil water dynamics : Investigating the effect of different prior distributions of the soil hydraulic parameters. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(10), pp.3043-3059. DOI :10.5194/hess-15-3043-2011.
- Schmidt, M.W.I., Noack, A.G., 2000. Black carbon in soils and sediments : Analysis, distribution, implications, and current challenges. *Global Biogeochemical Cycles*, 14(3), pp.777-793. DOI :10.1029/1999gb001208.
- Schenkel, Y., Bertaux, P., Vanwijnsberghe, S., Carre, J., 1998. An evaluation of the mound kiln carbonization technique. *Biomass and Bioenergy*, 14(5-6), pp.505–516. DOI :10.1016/S0961-9534(97)10033-2.
- Seki, K., 2007. SWRC fit – a nonlinear fitting program with a water retention curve for soils having unimodal and bimodal pore structure. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 4, pp.407–437. DOI :10.5194/hessd-4-407-2007.
- Shaaban, M., Van Zwieten, L., Bashir, S., Younas, A., Núñez-Delgado, A., Chhajro, M.A., Kubar, K.A., Ali, U., Rana, M.S., Mehmood, M.A., Hu, R., 2018. A concise review of biochar application to agricultural soils to improve soil conditions and fight pollution. *Journal of Environmental Management*, 228, pp.429–440. DOI :10.1016/j.jenvman.2018.09.006.
- Sharypov, V.I., Marin, N., Beregovtsova, N.G., Baryshnikov, S.V., Kuznetsov, B.N., Cebolla, V.L., Weber, J.V., 2008. Co-pyrolysis of wood biomass and synthetic polymer mixtures. Part I : influence

- of experimental conditions on the evolution of solids, liquids and gases. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 64, pp.15-28, DOI :10.1016/S0165-2370(01)00167-X.
- Shinomiya, Y., Takahashi, K., Kobiyama, M., Kubota, J., 2001. Evaluation of the tortuosity parameter for forest soils to predict unsaturated hydraulic conductivity. *Journal of Forest Research*, 6(3), pp.221–225. DOI :10.1007/BF02767097.
- Simunek, J., van Genuchten, M.T., Gribb, M.M., Hopmans, J.W., 1998. Parameter estimation of unsaturated soil hydraulic properties from transient flow processes. *Soil & Tillage Research*, 47, pp.27-36. DOI :10.1016/S0167-1987(98)00069-5.
- Simunek, J., van Genuchten, M.T., 2013. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media. Numerical solution of the variably saturated flow equation. Version 4.17. Department of environmental sciences, university of California Riverside, California.
- Singh, B.P., Cowie, A.L., 2013. Long-term influence of biochar on native organic carbon mineralisation in a low-carbon clayey soil. *Scientific Reports*, 4(1), p.3687. DOI :10.1038/srep03687.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., 2007. Agriculture. In *Climate Change : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.
- Spokas, K., 2010. Review of the stability of biochar in soils : predictability of O :C molar ratios. *Carbon Management*, 1(2), pp.289-303. DOI :10.4155/cmt.10.32.
- Steierer, B., 2011. Highlights on wood charcoal : 2004–2009. FAOSTAT-ForesSTAT.
- Stockdale, E.A., Fortune, S., Cuttle, S.P., 2002. Soil fertility in organic farming systems – fundamentally different ? *Soil Use and Management*, 18, pp.301–308. DOI :10.1111/j.1475-2743.2002.tb00272.x.
- Sun, F., Lu, S. 2014. Biochars improve aggregate stability, water retention, and porespace properties of clayey soil. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 177, pp.26–33. DOI :10.1002/jpln.201200639.
- Tan, Z., Lin, C.S.K., Ji, X., Rainey, T.J., 2017. Returning biochar to fields : A review. *Applied Soil Ecology*, 116, pp.1-11. DOI :10.1016/j.apsoil.2017.03.017.
- Tian, X., Li, C., Zhang, M., Wan, Y., Xie, Z., Chen, B., Li, W., 2018. Biochar derived from corn straw affected availability and distribution of soil nutrients and cotton yield. *PLoS One*, 13(1), e0189924. DOI :10.1371/journal.pone.0189924.
- Tripathi, M., Sahu, J.N., Ganesan, P., 2016. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis : A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 55, pp.467–481. DOI :10.1016/j.rser.2015.10.122.
- Usman, A.R.A., Al-Wabel, M.I., Ok, Y.S., Al-Harbi, A., Wahb-Allah, M., El-Naggar, A.H., Al-Omran, A., 2016. Conocarpus biochar induces changes in soil nutrient availability and tomato

- growth under saline irrigation. *Pedosphere*, 26, pp.27–38. DOI :10.1016/S1002-0160(15)60019-4.
- Van Genuchten, M.T., 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, pp.892-898. DOI :10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x.
- Van Oort, F., 1984. Geometrie de l'espace poral, comportement hydrique et pédogenèse : application à des sols sous prairie et alpages, issus de l'altération des calcschistes sédimentaires en moyenne et haute montagne, Alpes du Nord. Thèse géologie appliquée, I.N.A. Paris-Grignon, 281 pp.
- Van Zwieten, L., Kimber, S., Morris, S., Chan, K., Downie, A., Rust, J., Joseph, S., Cowie, A., 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant Soil*, 327, pp.235–246. DOI :10.1007/s11104-009-0050-x.
- Ventura, M., Alberti, G., Viger, M., Jenkins, J.R., Cyril, G., Baronti, S., Zaldei, A., Taylor, G., Rumpel, C., Miglietta, F., Tonon, G., 2015. Biochar mineralization and priming effect on SOM decomposition in two European short rotation coppices. *Global Change Biology Bioenergy*, 7, pp.1150-1160. DOI :10.1111/gcbb.12219.
- Vereecken, H., Maes, J., Feyen, J., Darius, P., 1989. Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density, and carbon content. *Soil Science*, 148(6), pp.389-403. DOI :10.1097/00010694-198912000-00001.
- Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., Diafas, I., 2010. Biochar Application to Soils : A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions. European Commission. DOI :10.2788/472.
- Verheijen, F., Jeffery, S., van der Velde, M., Penizek, V., Beland, M., Bastos, A.C., Keizer, J.J., 2013. Reductions in soil surface albedo as a function of biochar application rate : implications for global radiative forcing. *Environmental Research Letters*, 8(4), pp.4008-4014. DOI :10.1088/1748-9326/8/4/044008.
- Vrugt, J.A., 2015. Markov chain Monte Carlo Simulation Using the DREAM Software Package : Theory, Concepts, and MATLAB Implementation. *Environmental Modelling & Software*, 75, pp.273-316. DOI :10.13140/RG.2.1.4692.6569.
- Weber, K., Quicker, P., 2018. Properties of biochar. *Fuel*, 217, pp.240-261. DOI :10.1016/j.fuel.2017.12.054.
- Weyers, S.L., Spokas, K.A., 2011. Impact of biochar on earthworm populations : a review. *Applied and Environmental Soil Science*, 2011, pp.1687-7667. DOI :10.1155/2011/541592.
- Weynants, M., Vereecken, H., Javaux, M., 2009. Revisiting Vereecken Pedotransfer Functions : Introducing a Closed-Form Hydraulic Model. *Vadose Zone Journal*, 8(1), pp.86-95. DOI :10.2136/vzj2008.0062.
- Wiedner, K., Schneewei, J., Dippold, M.A., Glaser, B., 2014. Anthropogenic Dark Earth in Northern Germany — The Nordic Analogue to terra preta de Índio in Amazonia. *CATENA*, 132, pp.114-125. DOI :10.1016/j.catena.2014.10.024.

- Wildman, J., Derbyshire, F., 1991. Origins and functions of macroporosity in activated carbons from coal and wood precursors. *Fuel*, 70(5), pp.655-661. DOI :10.1016/0016-2361(91)90181-9.
- Wöhling, T., Vrugt, J., Barkle, G.F., 2008. Comparison of Three Multiobjective Optimization Algorithms for Inverse Modeling of Vadose Zone Hydraulic Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 72(2), pp.305-319. DOI :10.2136/sssaj2007.0176.
- Xiao, Q., Zhu, L., Zhang, H., Li, X., Shen, Y., Li, S., 2016. Soil amendment with biochar increases maize yields in a semi-arid region by improving soil quality and root growth. *Crop and Pasture Science*, 67, pp.495-507. DOI :10.1071/CP15351.
- Xie, T., Reddy, K.R., Wang, C., Yargicoglu, E., Spokas, K., 2014. Characteristics and Applications of Biochar for Environmental Remediation : A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(9). DOI :10.1080/10643389.2014.924180.
- Xu, G., Sun, J., Shao, H., Chang, S.X., 2014. Biochar had effects on phosphorus sorption and desorption in three soils with differing acidity. *Ecological Engineering*, 62, pp.54-60. DOI :10.1016/j.ecoleng.2013.10.027.
- Yaman, S., 2004. Pyrolysis of biomass to produce fuels and chemical feedstocks. *Energy Conversion and Management*, 45, pp.651-671. DOI :10.1016/S0196-8904(03)00177-8.
- Yue, Y., Cui, L., Lin, Q., Li, G., Zhao, X., 2017. Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth. *Chemosphere*, 173, pp.551-556. DOI :10.1016/j.chemosphere.2017.01.096.
- Zhang, A., Cui, L., Pana, G., Li, L., Hussaina, Q., Zhanga, X., Zhenga, J., Crowley, D., 2010. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, pp.469-475. DOI :10.1016/j.agee.2010.09.003.
- Zhang, A., Liu, Y., Pan, G., Hussain, Q., Li, L., Zheng, J., Zhang, X., 2012. Effect of biochar amendment on maize yield and greenhouse gas emissions from a soil organic carbon poor calcareous loamy soil from Central China Plain. *Plant and Soil*, 351, pp.263-275. DOI :10.1007/s11104-011-0957-x.
- Zhang, A., Bian, R., Hussain, Q., Li, L., Pan, G., Zheng, J., Zheng, J., 2013. Change in net global warming potential of a rice-wheat cropping system with biochar soil amendment in a rice paddy from China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 173, pp.37-45. DOI :10.1016/j.agee.2013.04.001.
- Zhang, Q., Du, Z., Lou, Y., He, X., 2015a. A one-year short-term biochar application improved carbon accumulation in large macroaggregate fractions. *Catena*, 127, pp.26-31. DOI :10.1016/j.catena.2014.12.009.
- Zhang, H., Voroney, R.P., Price, G.W., 2015b. Effects of temperature and processing conditions on biochar chemical properties and their influence on soil C and N transformations. *Soil Biology and Biochemistry*, 83, pp.19-28. DOI :10.1016/j.soilbio.2015.01.006.
- Zhang, J., Chen, Q., You, C.F., 2016. Biochar effect on water evaporation and hydraulic conductivity in sandy soil. *Pedosphere*, 26, pp.265-272. DOI :10.1016/S1002-0160(15)60041-8.

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), pp.177–190. DOI :10.1007/s11368-015-1187-2.

Webographie

<http://www.un.org/fr/sections/issues-depth/water/index.html>. L'eau, Organisation des Nations Unies (ONU), consulté le 14/11/2018.

http://www.fao.org/nr/water/aquastat/water_use/indexfra.stm. Usages de l'eau, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), consulté le 14/11/2018.

<https://www.campbellsci.de/blog/evapotranspiration-101>. Evapotranspiration : What It Is and How It Is Helpful, consulté le 12/01/2019.

https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/office/ssr10/tr/?cid=nrcs144p2_074846. Saturated Hydraulic Conductivity in Relation to Soil Texture, consulté le 23/05/2019.

https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/office/ssr10/tr/?cid=nrcs144p2_074844. Estimating Moist Bulk Density by Texture, consulté le 23/05/2019.

7 Annexes

- A Représentation de différentes structures chimiques du biochar et de sa surface (pp.93-94)
- B Production de charbon de bois par la méthode de carbonisation en meule (pp.95-96)
- C Atténuation du dérèglement climatique via l'utilisation de biochar (pp.97-98)
- D Impact du biochar sur la courbe de rétention à court terme (pp.99-102)
- E Occupation, travail du sol et utilisation de substances sur la parcelle étudiée (pp.103-104)
- F Méthodologie d'identification de la localisation de différents postes des 3 transects réalisés et des sondes sentek associées à ces aires de faulde (pp.105-106)
- G Description du fonctionnement d'un pycnomètre à air (pp.107-108)
- H Fonction objective du module d'optimisation inverse d'HYDRUS (pp.109-110)
- I Bref descriptif de l'algorithme d'optimisation "Levenberg-Marquardt" (pp.111-112)
- J Résultats des mesures de densité apparente (pp.113-114.)
- K Résultats des calculs de porosité via mesure des densités apparente et réelle (pp.115-116)
- L Courbes de rétention obtenues (pp.117-140)
- M Effet du biochar sur la teneur en eau mesurée en laboratoire (pp.141-144)
- N Histogrammes de fréquence (pp.145-146)
- O Résultats des mesures de conductivité hydraulique à saturation mesurée en laboratoire (pp.147-148)
- P Résultats des estimations de conductivité hydraulique à saturation via la FPT de Weynants (pp.149-150)
- Q Résultats bruts des mesures de teneurs en eau volumiques par le dispositif de capteurs "sentek" (pp.151-152)
- R Courbes de rétention utilisées pour les modélisations inverse et directe (pp.153-154)
- S Fonctions de densité des valeurs optimales de conductivité hydraulique à saturation obtenues par modélisation inverse à l'aide de la version MATLAB de DREAM (pp.155-156)
- T Résultats de la simulation d'une précipitation extrême par modélisation directe au centre et à distance des aires de faulde (pp.157-160)

A Représentation de différentes structures chimiques du biochar et de sa surface

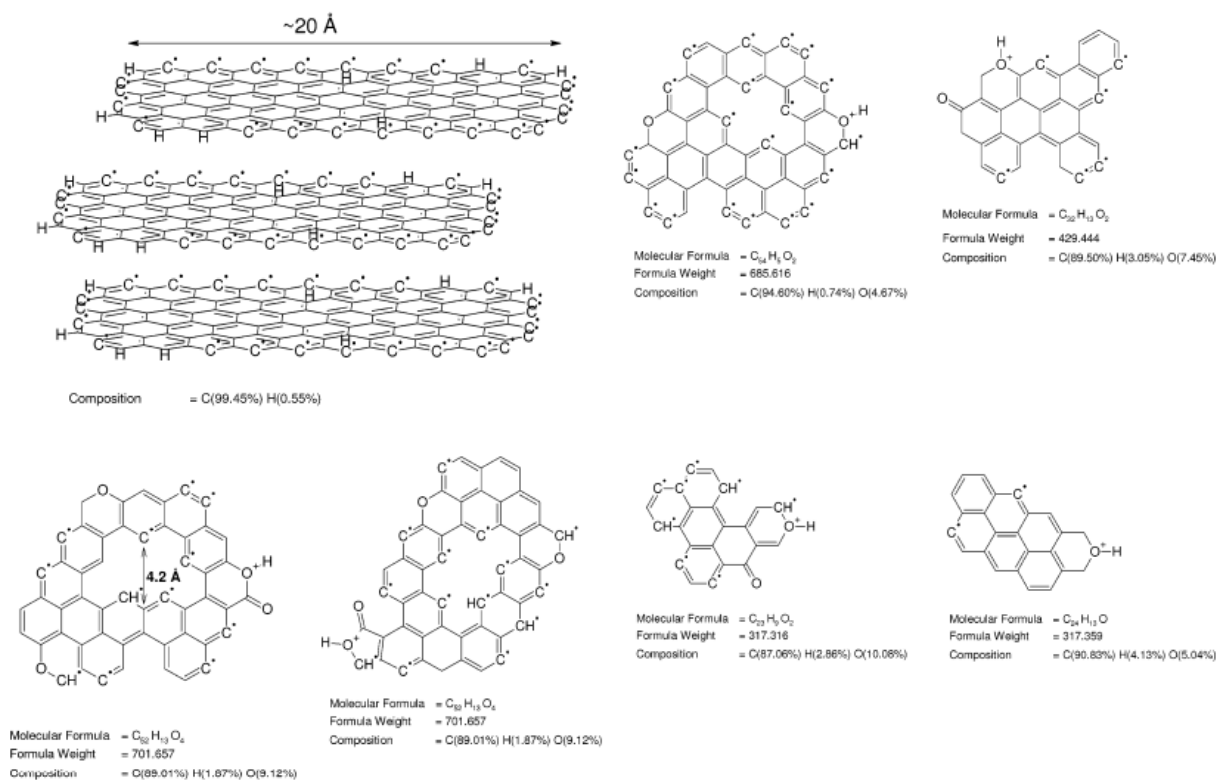


FIGURE A.1 – Représentation de différentes structures chimiques que l'on peut retrouver au sein de particules de biochar (Bourke et al., 2007)

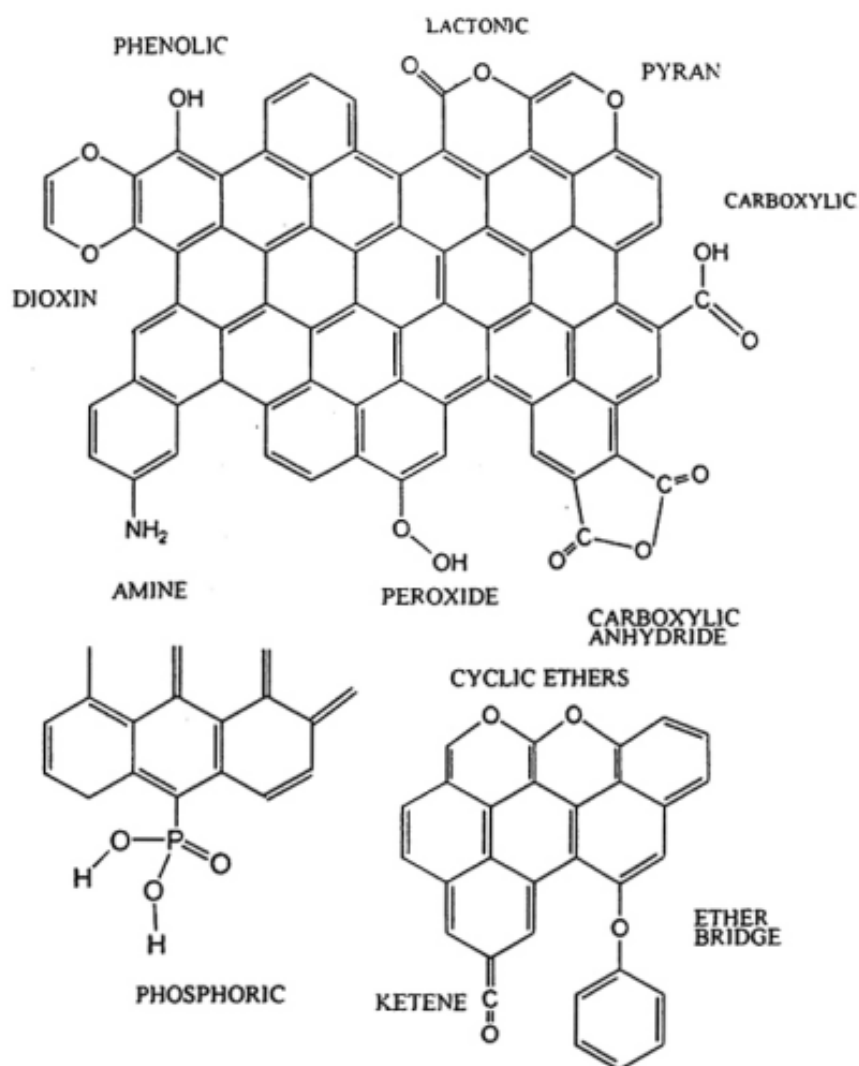


FIGURE A.2 – Hétéroatomes et groupes fonctionnels retrouvés communément au niveau de la surface du biochar (Amonette et Joseph, 2009)

B Production de charbon de bois par la méthode de carbonisation en meule

La figure B.1 illustre la méthode de carbonisation en meule. Après enlèvement de la litière forestière et des couches de sol riches en humus, une terrasse est nivelée afin d'installer un four circulaire sur une surface plane. Après leurs stockages afin de baisser leurs humidités et ainsi ne pas diminuer le rendement de pyrolyse, les bûches sont empilées verticalement autour d'un monticule. Seules les bûches ayant un diamètre compris environ entre 3 et 10 cm furent exploitées, les plus larges étant utilisées comme bois d'oeuvre ou bois de chauffage, les petites branches ayant un mauvais rendement. Une couverture de résidus de végétation (feuilles, fougères, herbes, branches, ...) et une couche de sol de 8 à 10 cm recouvraient le tout afin d'isoler le système de l'oxygène contenu dans l'air. Le feu était allumé au centre du four, des trous de soufflage restant ouverts au bas de la structure en vue de le maintenir et de conduire les gaz chauds (Schenkel et al., 1998). Ces gaz chauds déficitaires en oxygène traversent le système et activent la pyrolyse du bois, la température pouvant monter jusqu'à 450 °C. Le processus dure environ 50 heures pour 10 stères¹¹ et peut monter jusqu'à 2 semaines pour de plus ample volume (150 stères) (Lepoivre and Septembre, 1941). Le volume final est de 30 à 40% celui initial, le rendement massique atteint 20% (Schenkel et al., 1998).

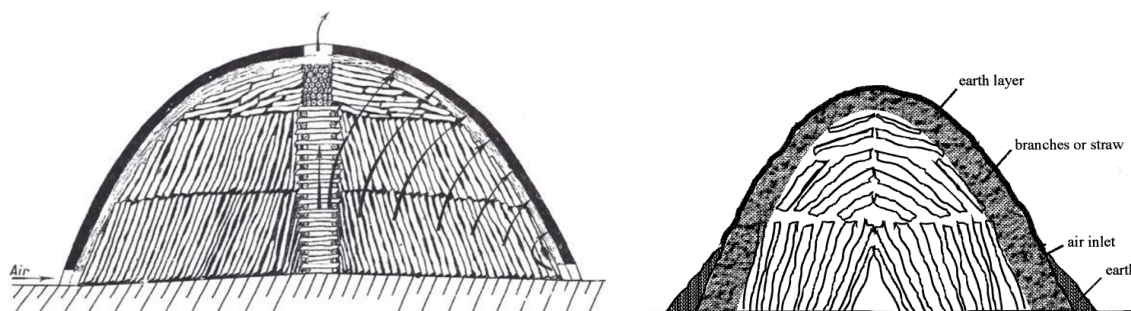


FIGURE B.1 – Production de charbon de bois par la méthode de carbonisation en meule ; gauche : les flèches indiquent le chemin parcouru par les gaz à travers la structure du four (Lepoivre and Septembre, 1941) ; droite (Schenkel et al., 1998)

11. 1 stère équivaut à 1m³ de bois empilé sur 1m de long.

C Atténuation du dérèglement climatique via l'utilisation de biochar

Le biochar peut être utilisé pour atténuer le changement climatique, notamment en séquestrant du carbone dans le sol. La séquestration du carbone est défini comme étant la capture et le stockage à long terme du carbone (Purakayastha et al., 2015). Autrement dit, cela correspond au transfert d'une substance carbonée d'un réservoir à un autre ayant un temps de résidence plus long, ce qui permet d'éliminer temporairement du carbone du cycle actif (Lorenz et Lal, 2014). Le sol contient deux fois plus de carbone que l'atmosphère et la biomasse végétale réunies (Abiven, 2011). Augmenter le temps de résidence du carbone dans le sol constitue, par conséquent, un moyen de réduire massivement les concentrations en CO_2 dans l'atmosphère et donc d'atténuer les changements climatiques.

Ainsi, l'application de biochar dans un sol constitue une alternative prometteuse de séquestrer plus de carbone comparée à l'incorporation directe de biomasse opérée en agriculture traditionnelle qui est rapidement minéralisée et dégagée sous forme de CO_2 (Bourke et al., 2007). La conversion de la matière organique en biochar par pyrolyse augmentant significativement la récalcitrance du carbone de la biomasse, le temps de résidence du biochar dans le sol se mesure dès lors en centaines voire milliers d'années (Verheijen et al., 2010) tandis que celui de la matière organique dans des sols agricoles est de 40 à 80 années sous climat tempéré (Abiven, 2011). Les principaux mécanismes expliquant cette stabilisation du biochar dans le sol sont au nombre de deux (Purakayastha et al., 2015) :

1. La récalcitrance intrinsèque du biochar : au plus la température de pyrolyse est élevée, au plus la récalcitrance du biochar est élevée. Cependant, cela se fait au dépens de la quantité de produit formé (rendement).
2. La séparation spatiale des décomposeurs et du substrat : on retrouve le biochar préférentiellement dans la fraction de matière organique qui réside dans les agrégats plutôt que dans la fraction libre, diminuant ainsi son accessibilité aux décomposeurs. En effet, le biochar s'intègre préférentiellement dans les microagrégats comparativement aux autres composés organiques carbonés, suggérant que les particules de biochar agissent comme des agents liant (Brodowski et al., 2006).

Par ailleurs, l'incorporation de biochar dans un sol affecte la dynamique du réservoir de matière organique préexistante. Les effets d'amorçage ("priming effect") positifs ou négatifs sont définis comme respectivement l'augmentation ou diminution à court terme de la minéralisation du carbone organique dans le sol suite à l'ajout de substrats organiques (Kuzyakov et al., 2000). Contrairement à Luo et al. (2011) ainsi que Singh et Cowie (2013) qui ont constaté un effet d'amorçage positif, Cross et Sohi (2011), Bruun et El-Zehery (2012) Lu et al. (2014a), ainsi que Ventura et al. (2015) n'ont pas observé d'augmentation du taux de minéralisation à court terme de la matière organique préexistante. L'impact sur le taux de minéralisation dépend des propriétés du biochar, du sol et des interactions du biochar avec le sol. L'augmentation du pH provoquée lors de l'addition de biochar (sous-point 2.2.6.1) permettant l'accroissement de la biomasse microbienne et par conséquent une augmentation de la minéralisation peut expliquer l'effet d'amorçage positif. Cependant, le biochar adsorbe la matière organique dissoute via des interactions organo-minérales, la rendant inaccessible

et pouvant justifier le phénomène d'effet d'amorçage négatif. Ce mécanisme, d'autant plus présent avec le temps, peut expliquer l'enrichissement en matière organique non charrée observé dans les sols amendés en charbon de bois à l'époque pré-industrielle (Hardy, 2017).

En plus de l'effet de séquestration du CO_2 , le biochar affecte les émissions des autres GES. Rondon et al. (2007), Rogovska et al. (2011), Kammann et al. (2012), Nelissen et al. (2014) ainsi que Case et al. (2015) ont observé une nette diminution de la dénitrification et par conséquent, de l'émission de protoxyde d'azote (N_2O) et monoxyde d'azote (NO) par le sol suite à l'ajout de biochar à court terme. Or, le N_2O constitue un gaz à effet de serre bien plus nocif que le CO_2 . Les mécanismes régissant ce phénomène sont actuellement non connus et les études à long terme constituent un manque (Clough et al., 2013). Cependant, Rogovska et al. (2011) ont observé une corrélation positive entre la réduction des émissions de N_2O et la diminution de la densité apparente du sol, laissant suggérer que l'augmentation de l'aération du sol produite par l'introduction de biochar dans le sol contribue à la réduction des émissions de N_2O , la dénitrification se faisant en anoxie. Nelissen et al. (2014) propose une combinaison de différents phénomènes afin d'expliquer la diminution des émissions de N_2O :

- La stimulation de la volatilisation de NH_3 ;
- L'immobilisation microbienne de l'azote ;
- Une augmentation de la sorption non électrostatique de NH_4^+ et NO_3^- ;
- Une augmentation du pH du sol.

Concernant les émissions de méthane (CH_4) qui représentent également un autre puissant GES, de nombreuses études ont montré des effets contradictoires de l'application de biochar dans le sol. Rondon et al. (2005) ainsi que Feng et al. (2012) ont montré une nette diminution des émissions de CH_4 suite à l'ajout de biochar. Feng et al. (2012) explique cette réduction non pas suite à une diminution de la quantité d'archées méthanogènes, mais plutôt à une combinaison de mécanismes :

- Une augmentation significative de l'abondance de proctéobactéries méthanotrophiques ;
- Une diminution du ratio d'abondance méthanogène/méthanotrophe.

Cependant, Rondon et al. (2006) ainsi que Zhang et al. (2010) ont observé une augmentation de la production de méthane. Il apparaît ainsi que les émissions vont dépendre du type de sol, des propriétés du biochar, de la fertilisation utilisée et du régime hydrique. De nouvelles études concernant l'effet du biochar sur les émissions de méthane semblent nécessaire afin de comprendre les mécanismes exacts sous-jacents.

D'autre part, le biochar affecte également l'albédo de surface de par ses propriétés optiques. En effet, l'application d'un matériau noir au sol diminue la quantité de radiation solaire réfléchie et augmente en contrepartie la quantité absorbée, ce qui a pour conséquence de modifier localement les flux de chaleur, la température de surface et l'évaporation notamment (Genesio et al., 2012). Oguntunde et al. (2008) ainsi que Verheijen et al. (2013) ont pu observer une corrélation positive entre une augmentation de la teneur en biochar dans un sol et une diminution de l'albédo de surface. Les études sur le sujet étant manquantes (Verheijen et al., 2013), une meilleure connaissance de l'impact du biochar sur le bilan énergétique de surface semble nécessaire avant de recommander une application à grande échelle de biochar dans les sols (Genesio et al., 2012).

D Impact du biochar sur la courbe de rétention à court terme

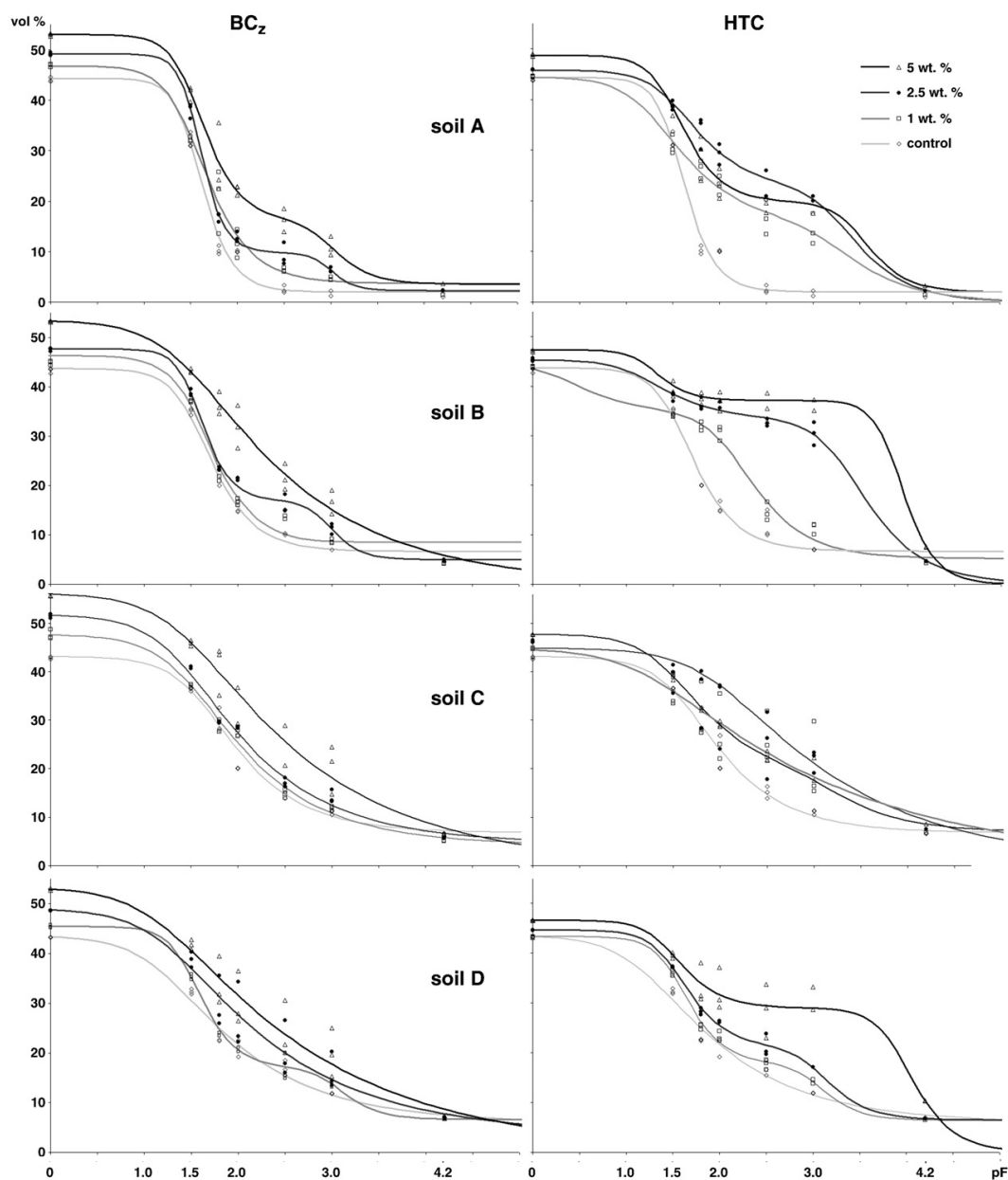


FIGURE D.1 – Impact après 6 mois de l'introduction de particules de biochar (BC) et d'hydrochar (HTC) provenant de la pyrolyse de maïs en concentrations diverses (1, 2,5 et 5% en masse) sur la courbe de rétention en eau dans une étude menée en 2013 par Abel et al. sur des sols sableux (Sol A : sol sableux provenant de la surface d'un Regosol arénique, sol B (C et D) : sol sableux (sablo-limoneux) provenant de la surface d'un Luvisol agricole. L'hydrochar diffère du biochar de par les conditions de production, l'hydrochar étant produit avec de l'eau (et non de l'air) comme milieu de réaction et par conséquent dans des conditions anoxiques.

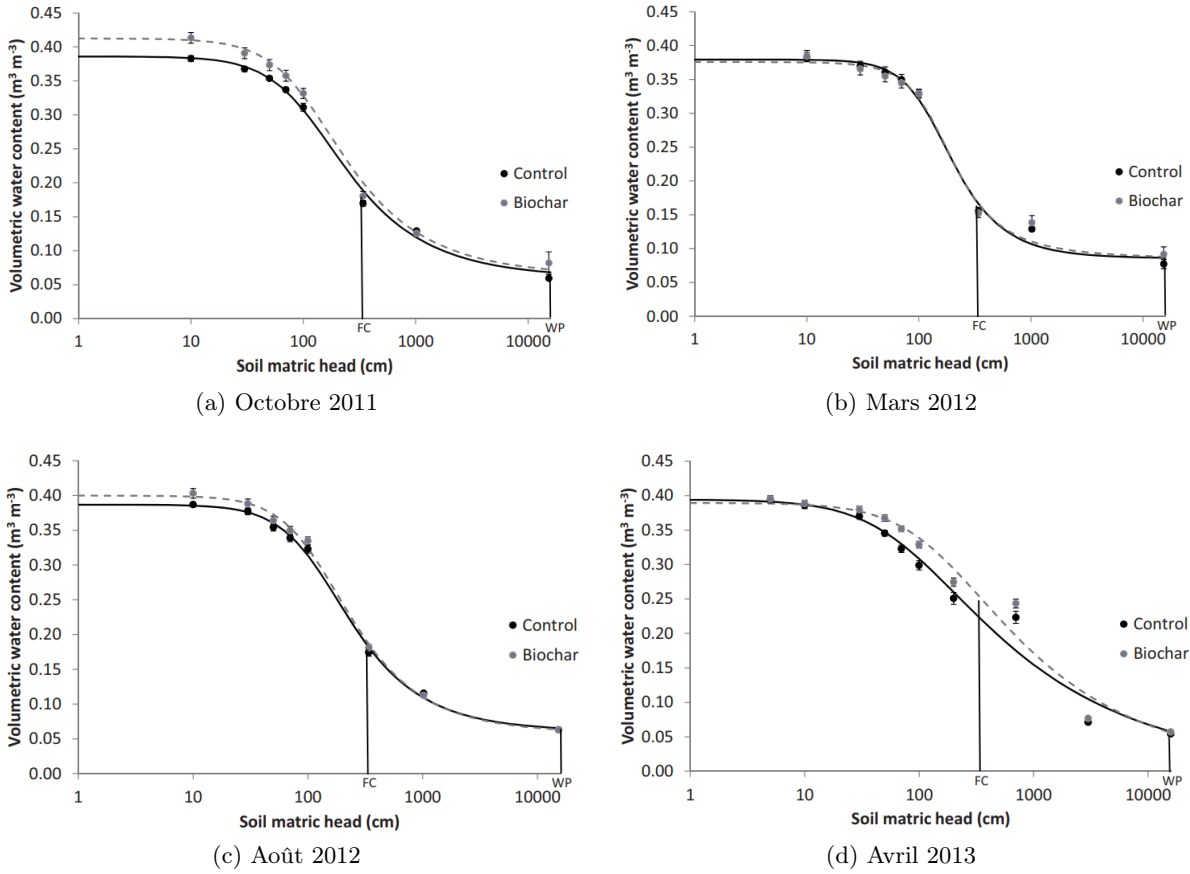


FIGURE D.2 – Impact du biochar (20 t/ha) provenant de la pyrolyse de bois sur la courbe de rétention en eau d'un sol limono-sableux agricole sous climat tempéré dans l'étude de 2 ans de Nelissen et al. (2015)

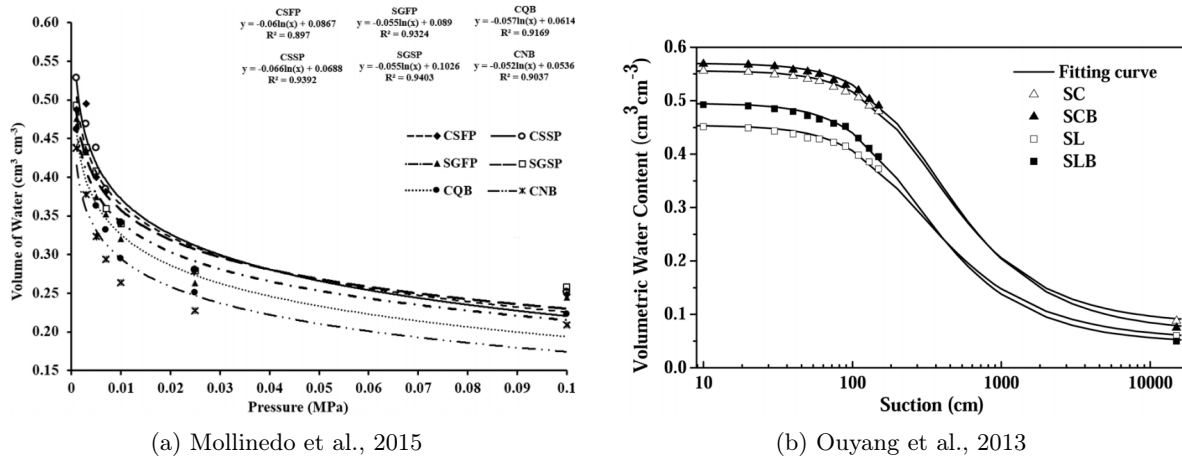


FIGURE D.3 – Impact du biochar sur la courbe de rétention en eau à court terme (a) dans l'étude de Mollinedo et al. (2015) sur un sol sableux (CSFP Cornstover fast pyrolysis biochar, CSSP Cornstover slow pyrolysis biochar, SGFP Switchgrass fast pyrolysis biochar, SGSP Switchgrass slow pyrolysis biochar, DB Dynamotive CQuest biochar et CNB Control no biochar) (b) dans l'étude de Ouyang et al. (2013) sur un sol argilo-limoneux (SC) et un sol limono-sableux (SL) d'une période de 90 jours (incubation), le biochar (2% en masse) étant issu de la pyrolyse de fumier

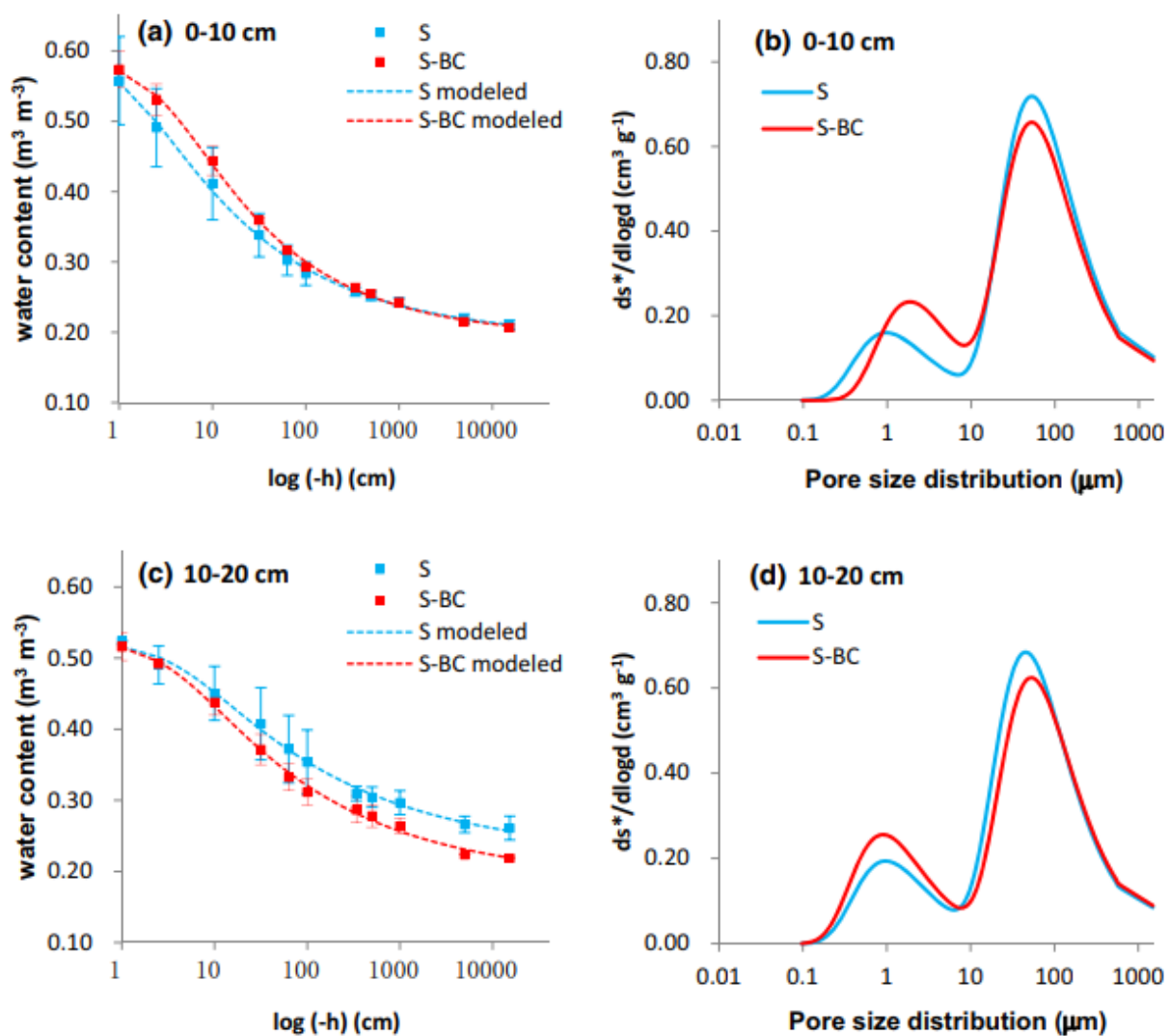


FIGURE D.4 – Impact du biochar sur la courbe de rétention en eau et sur la distribution de la taille des pores (mesurée par adsorption de N_2 , l'intrusion de mercure et la rétention en eau) dans l'étude menée par Liu et al. (2016b) sur un sol agricole en pente en Chine (S : sol contrôle, S-B : sol avec ajout de biochar)

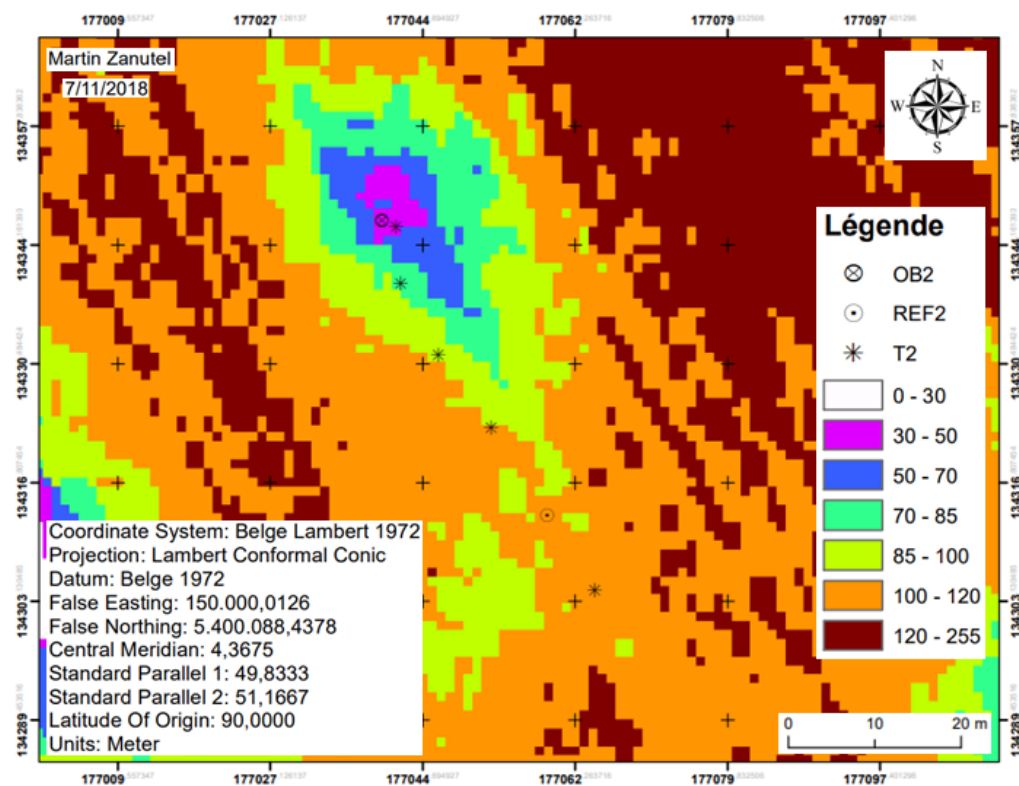
E Occupation, travail du sol et utilisation de substances sur la parcelle étudiée

Le tableau E.0 présente le calendrier d'occupation et de travail du sol ainsi que de l'utilisation de produits sur la parcelle étudiée. Il est à noter d'une part que certaines des dates sont approximatives et d'autre part que le site web <https://fytoweb.be/fr> peut être consulté afin d'obtenir davantage d'informations sur les substances utilisées.

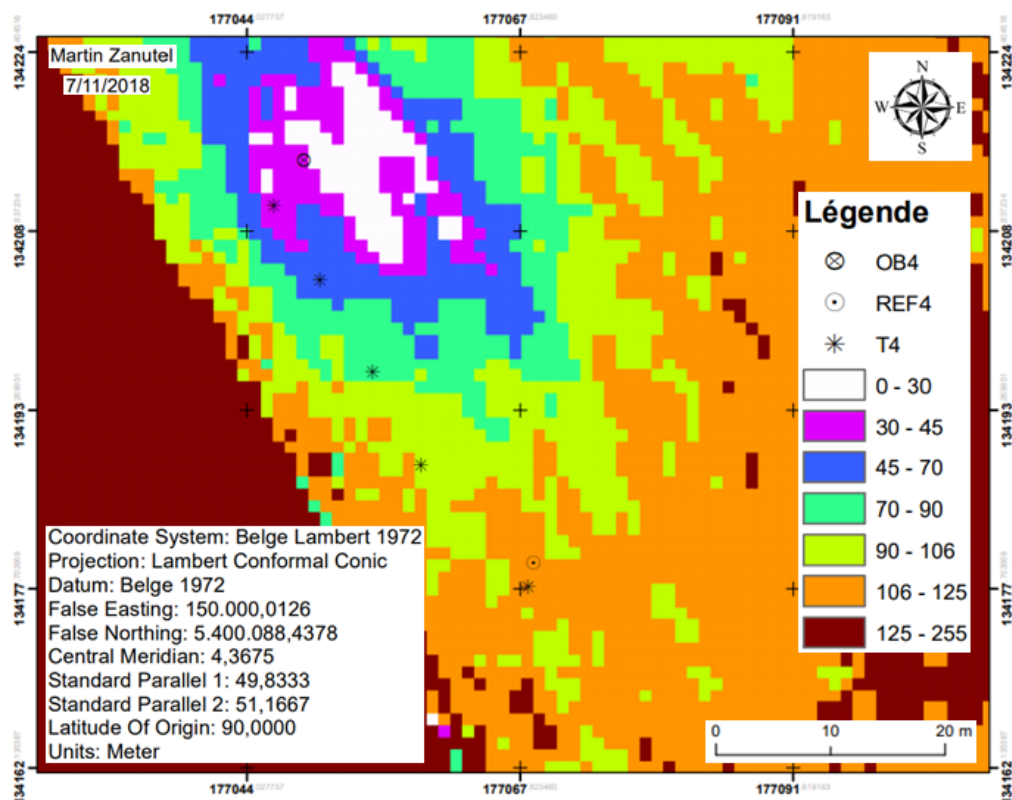
TABLE E.0 – Calendrier d'occupation et de travail du sol ainsi que de l'utilisation de substances sur la parcelle étudiée

Date [dd/mm/yyyy]	Quantité appliquée	Substances	Date [dd/mm/yyyy]	Quantité appliquée	Produits
04/08/2017	10 t/ha 20 t/ha	Ecume sucrerie Fumier	10/05/2018	10 g/ha 0,05 L/ha	Safari BOA
26/08/2017	10 kg/ha	Semis mix Phacélie/Moutarde	19/05/2018	0,4 L/ha 15 g/ha 0,15 L/ha	Kerb Safari BOA
26/12/2017		Labour			
18/04/2018	1500 kg/ha	0-4-16 engrais NPK	03/06/2018	300 kg/ha	Sulfame (UREE)
21/04/2018	8 L/ha	Bonalan (antigerminatif) + semis chicorée			
22/04/2018	1,2 L/ha 1 L/ha 3 L/ha	Kerb Asulox Leguram	03/07/2018	Application ponctuelle	Roundup par capillarité sur les mauvaises herbes
30/04/2018	0,4 L/ha 0,5 L/ha 6,5 L/ha 0,2 L/ha	Kerb Leguram Safari Hydragereen	26/07/2018	Application ponctuelle	Roundup par capillarité sur les mauvaises herbes
10/05/2018	0,4 L/ha 0,5 L/ha	Kerb Leguram	23/09/2018- 12/10/2018		Récolte de la première moitié des chicorées
			02/12/2018- 20/12/2018		Récolte de la seconde moitié des chicorées

F Méthodologie d'identification de la localisation de différents postes des 3 transects réalisés et des sondes sentek associées à ces aires de faulde

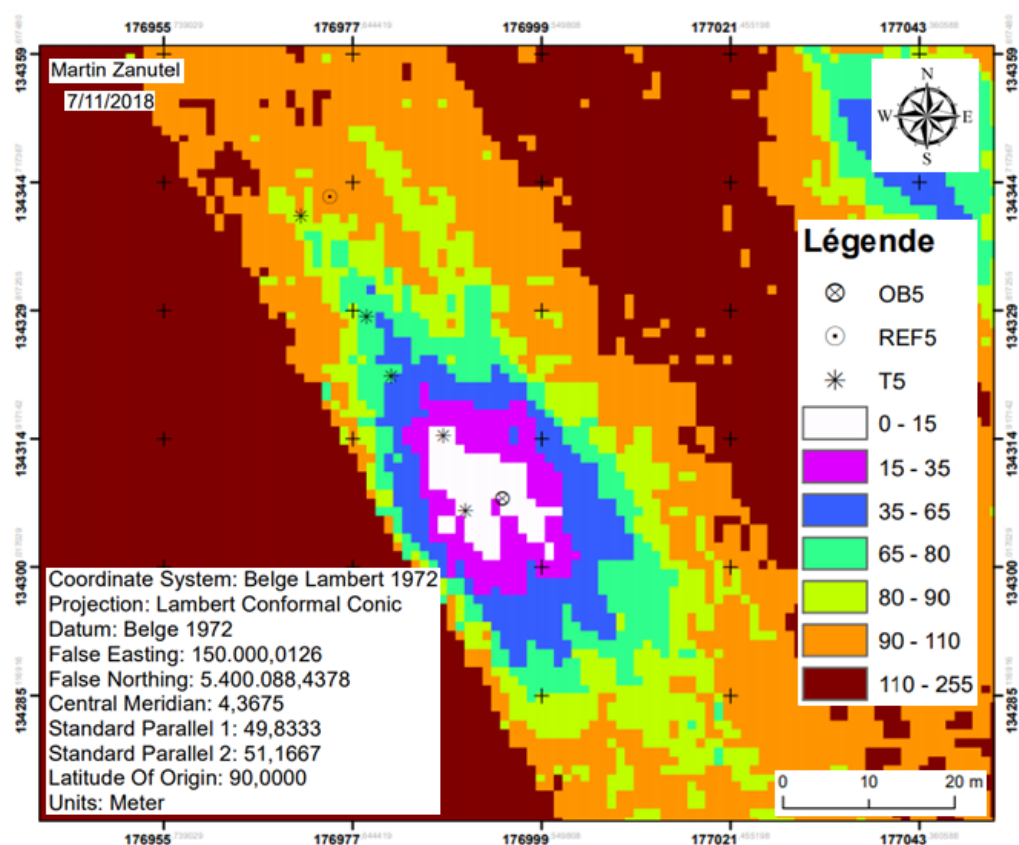


(a) Tâche 2



(b) Tâche 4

FIGURE F.1 – Identification de la localisation de cinq postes par transect et des sondes "sentek" via l'utilisation de QGIS/ARCGIS et ENVI



(c) Tâche 5

FIGURE F.1 – Identification de la localisation de cinq postes par transect et des sondes "sentek" via l'utilisation de QGIS/ARCGIS et ENVI (suite)

G Description du fonctionnement d'un pycnomètre à air

Le pycnomètre à air, instrument de mesure de la densité réelle d'un échantillon, est composé de deux chambres ayant des volumes connus (une chambre de mesure contenant l'échantillon à analyser et une chambre de référence) ainsi que de deux pistons. Un indicateur de pression différentielle mesure la différence de pression entre les deux chambres avec précision. Une fois l'échantillon séché (105°C , 48h) introduit dans la chambre de mesure et une fois que le système est fermé, les deux pistons sont déplacés de manière à maintenir une différence de pression nulle entre les deux chambres jusqu'à ce que le volume de la chambre de référence soit réduit de moitié. À cet instant, le volume de gaz de la chambre de mesure est égal à la moitié de sa valeur initiale et peut dès lors être déterminé à partir de la position du piston de mesure. Or, la différence entre le volume de la chambre de mesure (connu) et le volume initial de gaz de cette chambre (mesuré) équivaut au volume de l'échantillon. Ainsi, il est possible de relier la position du piston de mesure une fois le volume de la chambre de référence diminué de moitié au volume de l'échantillon introduit au sein de la chambre de référence via une calibration. La précision de l'instrument selon le fabricant est inférieure à $0,05\text{ cm}^3$ pour un opérateur expérimenté. La densité réelle peut dès lors être déterminée en calculant le rapport entre la masse de solide sec mesurée via une simple balance et le volume de sol sec mesuré via le pycnomètre.

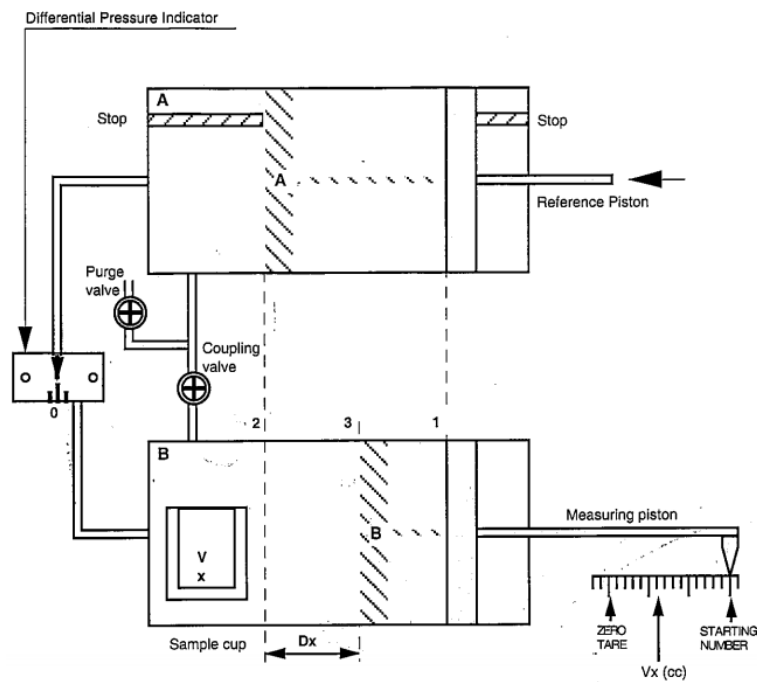


FIGURE G.1 – Pycnomètre à air : schéma

H Fonction objective du module d'optimisation inverse d'HYDRUS

$$\phi(b, q, p) = \sum_{j=1}^{m_q} v_j \sum_{i=1}^{n_{qj}} w_{i,j} [q_j^*(x, t_i) - q_j(x, t_i, b)]^2 + \sum_{j=1}^{m_p} \bar{v}_j \sum_{i=1}^{n_{pj}} \bar{w}_{i,j} [p_j^*(\theta_i) - p_j(\theta_i, b)]^2 + \sum_{j=1}^{n_b} \hat{v}_j [b_j^* - b_j]^2 \quad (\text{H.1})$$

Où

- ϕ est la fonction objective, b le vecteur contenant les paramètres à optimiser, q et p respectivement les données mesurées et simulées ;
- Le premier terme représente les écarts entre les variables spatio-temporelles mesurées et calculées avec m_q le nombre de différentes séries de mesures, n_{qj} le nombre de mesures effectuées par série de mesures, $q_j^*(x, t_i)$ les valeurs de la mesure spécifique au temps t_i pour la j^{e} série de mesure aux coordonnées $x(r, z)$, $q_j(x, t_i, b)$ les valeurs simulées par le modèle pour le vecteur des paramètres optimisés b (par exemple : $\theta_s, K_s, \dots$), v_j et $w_{i,j}$ les poids associés respectivement aux séries de mesures particulières ou aux points ;
- Le deuxième terme représente les écarts entre les propriétés hydrauliques du sol mesurées et prédites avec $m_p, n_{pj}, p_j^*(\theta_i), p_j(\theta_i, b), \bar{v}_j$ et $\bar{w}_{i,j}$ qui ont des significations similaires aux variables exposées dans le premier terme mais pour les propriétés hydrauliques ;
- Le dernier terme représente une fonction de pénalité pour les écarts entre la connaissance préalable des paramètres hydrauliques du sol et leurs estimations finales avec b_j^* les paramètres hydrauliques connus au préalable, b_j l'estimation finale des paramètres hydrauliques du sol, n_b le nombre de paramètres connus au préalable et $\hat{v}_j$ la pondération préassignée.

I Bref descriptif de l'algorithme d'optimisation "Levenberg-Marquardt"

La méthode non-linéaire de Levenberg-Marquardt constitue une méthode d'optimisation couramment utilisée. C'est une méthode des moindres carrés pondérée basée sur la méthode du voisinage maximum de Marquardt (Marquardt, 1963 ; Simunek et al., 1998). Cet algorithme est une technique itérative qui localise le minimum local d'une fonction multivariée exprimée sous la forme de la somme des carrés de plusieurs fonctions non linéaires à valeurs réelles (Lourakis et Argyros, 2005). Cette approche combine les méthodes de Gauss-Newton et du gradient ("steepest descend method or gradient method")(Gavin, 2016). Lorsque la solution étudiée est loin d'un minimum local, l'algorithme de Levenberg-Marquardt se comporte comme la méthode "steepest descend method". Une fois que la solution étudiée est proche d'un minimum local, la méthode utilisée est celle de Gauss-Newton.

- La méthode "steepest descend method or gradient method" constitue une méthode de minimisation générale qui met à jour les valeurs de paramètre dans la direction opposée à la pente de la fonction objectif. Cette méthode converge bien pour les problèmes avec une fonction objective simple (Gavin, 2016).
- La méthode de Gauss-Newton est une méthode de minimisation de la somme au carré de la fonction objective. Cette technique suppose que la fonction objective est quadratique pour les paramètres proches de la solution optimale (Gavin, 2016).

J Résultats des mesures de densité apparente

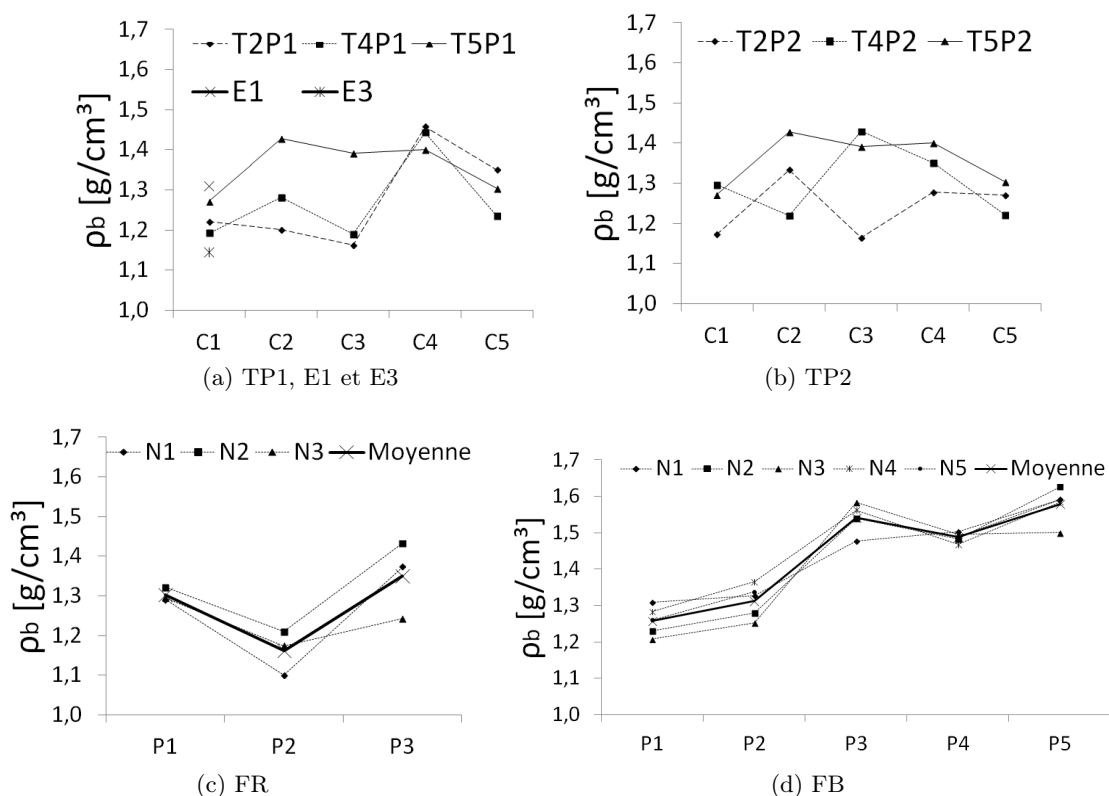


FIGURE J.1 – Densité apparente mesurée au niveau du site d'étude des échantillons (a) et (b) provenant des transects respectivement à la profondeur P1 (3-8 cm) et P2 (13-18 cm), (c) et (d) provenant des fosses respectivement de référence FR et de biochar (FB) aux profondeurs P1 (3-8 cm), P2 (13-18 cm), P3 (27-32 cm), P4 (52-57 cm) et P5 (88-93 cm)

K Résultats des calculs de porosité via mesure des densités apparente et réelle

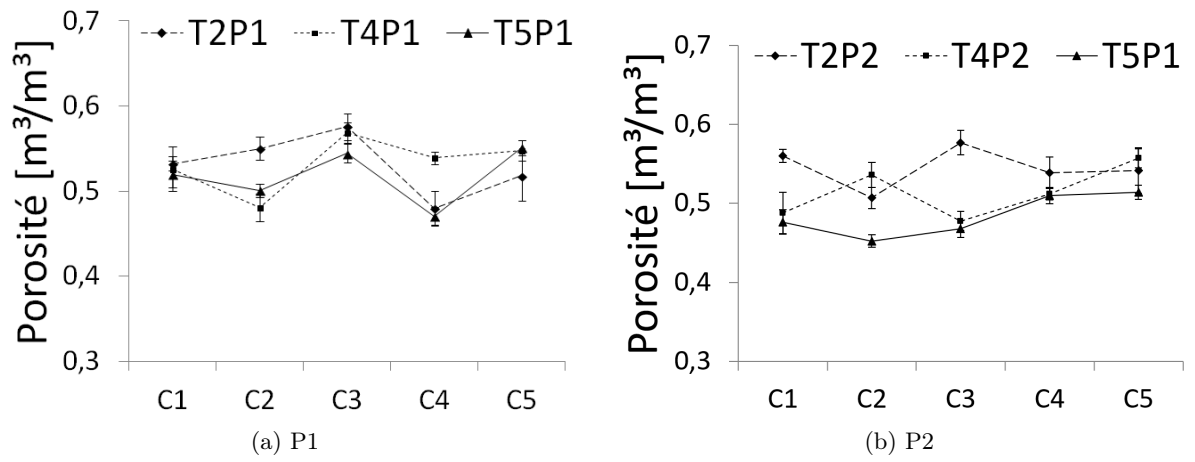


FIGURE K.1 – Résultats des calculs de porosité du sol via mesure des densités apparente et réelle au niveau du site d'étude pour les échantillons provenant des transects à la profondeur (a) P1 (3-8 cm) et (b) P2 (13-18 cm)

L Courbes de rétention obtenues

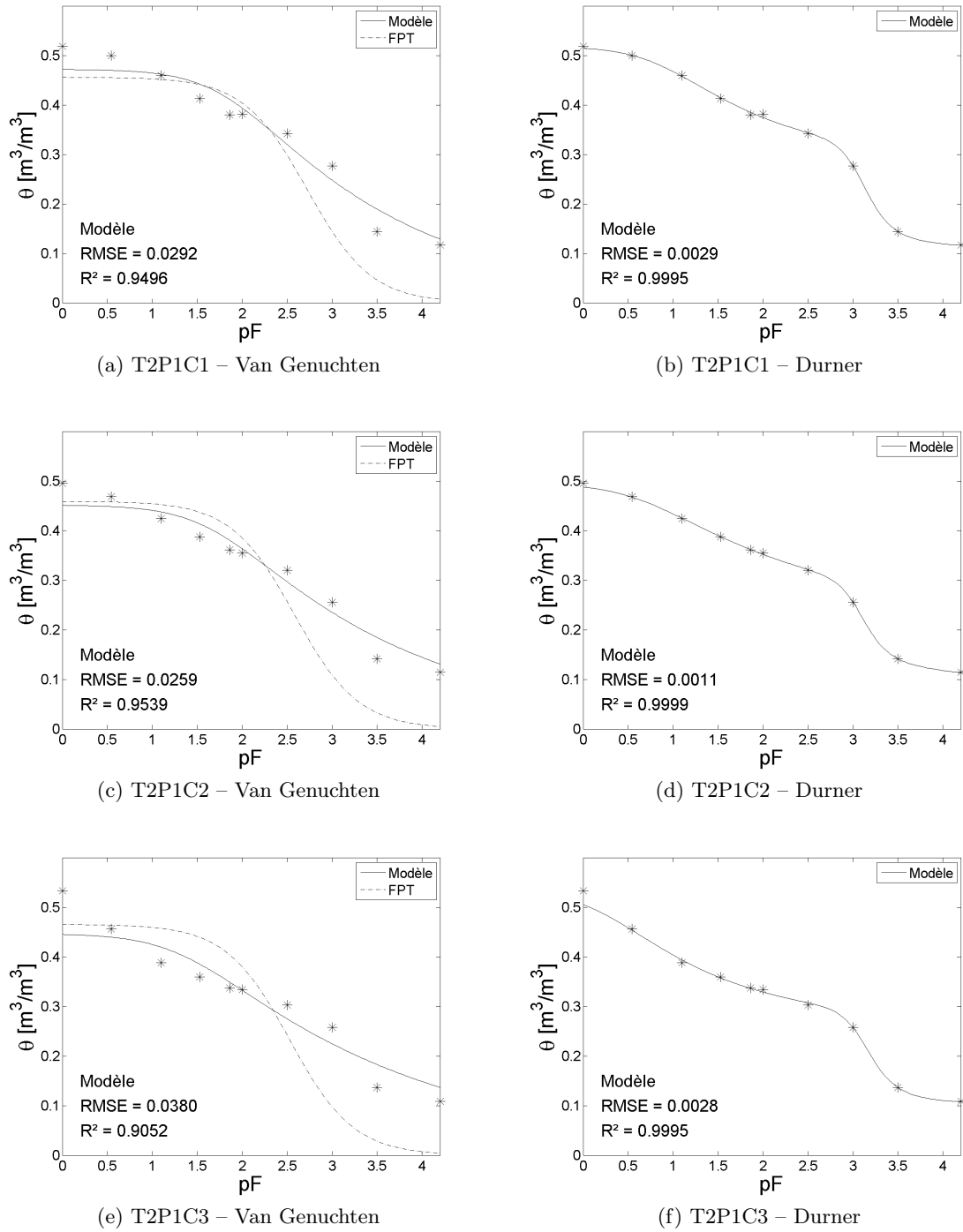
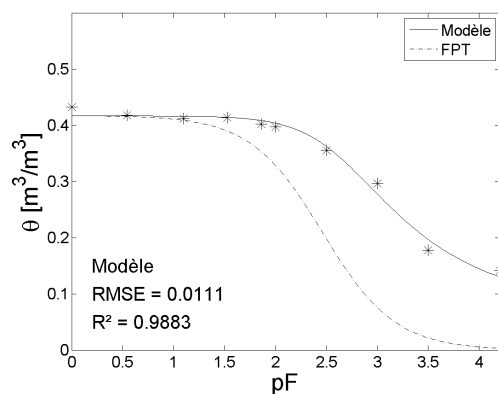
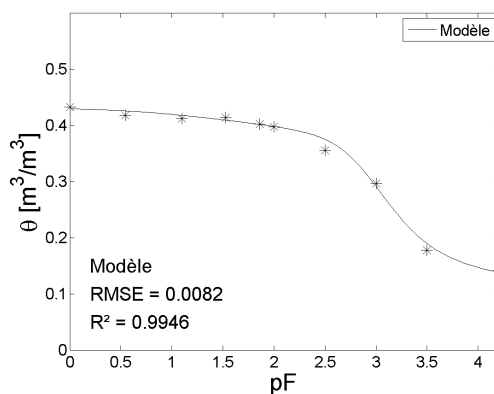


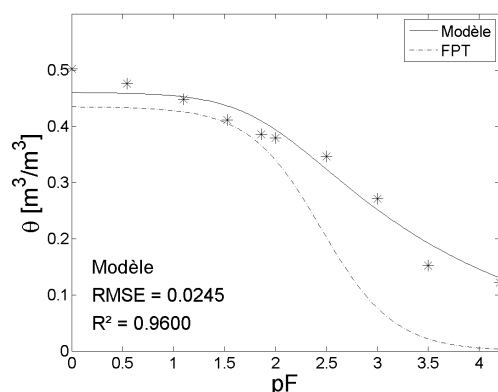
FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").



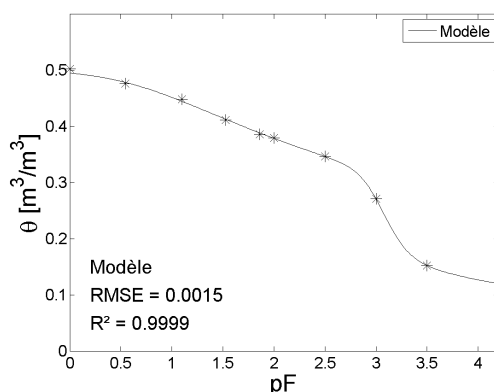
(g) T2P1C4 – Van Genuchten



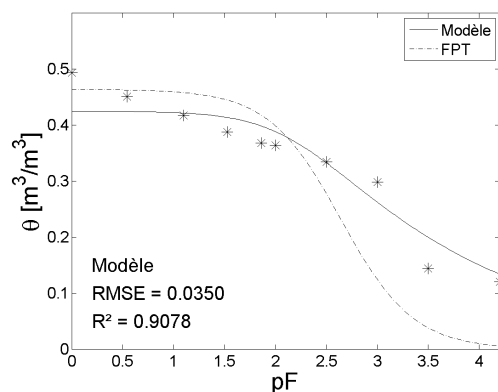
(h) T2P1C4 – Durner



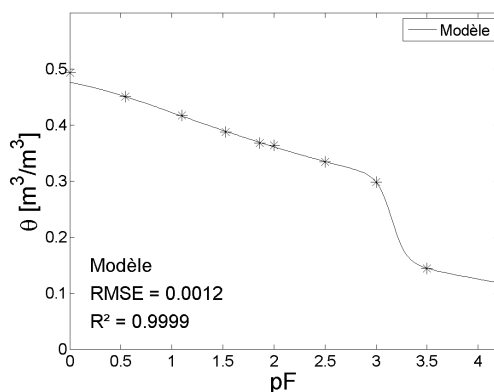
(i) T2P1C5 – Van Genuchten



(j) T2P1C5 – Durner

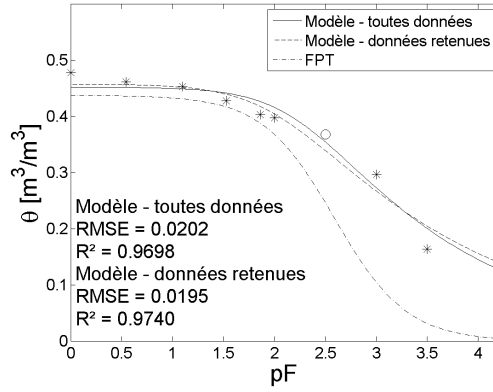


(k) T2P2C1 – Van Genuchten

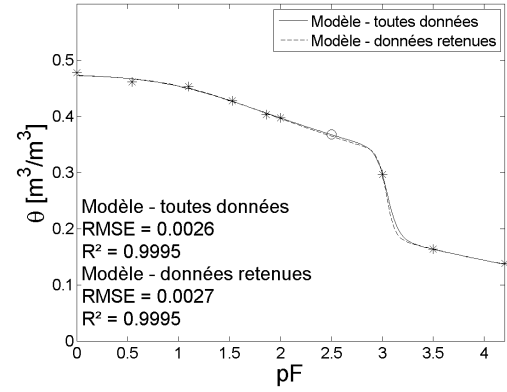


(l) T2P2C1 – Durner

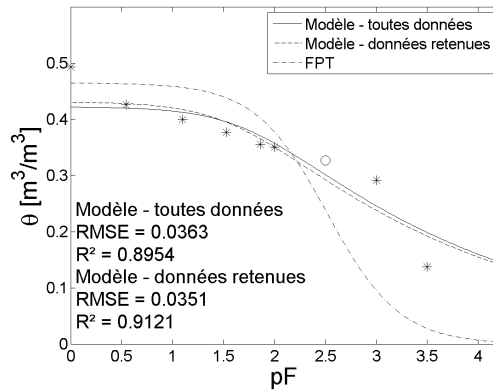
FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" (x = 2, 4 ou 5) à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").



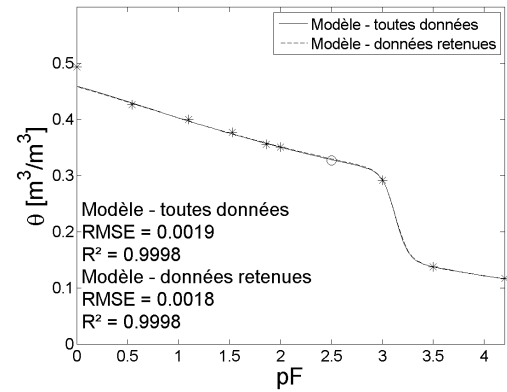
(m) T2P2C2 – Van Genuchten



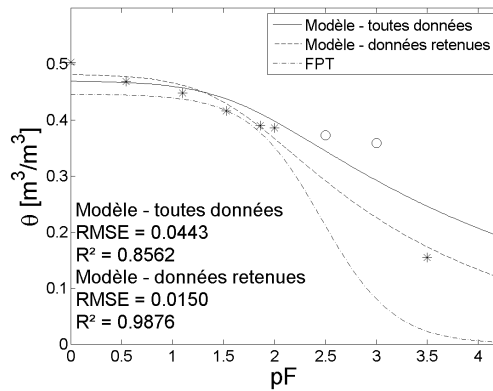
(n) T2P2C2 – Durner



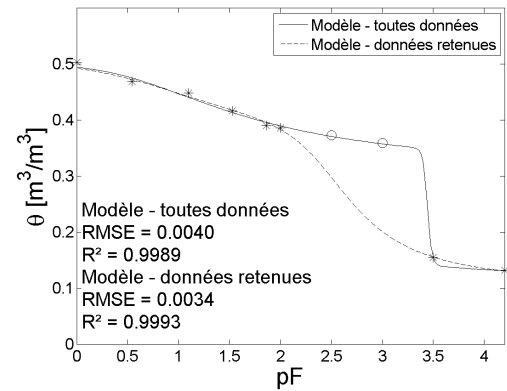
(o) T2P2C3 – Van Genuchten



(p) T2P2C3 – Durner



(q) T2P2C4 – Van Genuchten



(r) T2P2C4 – Durner

FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de falde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de falde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

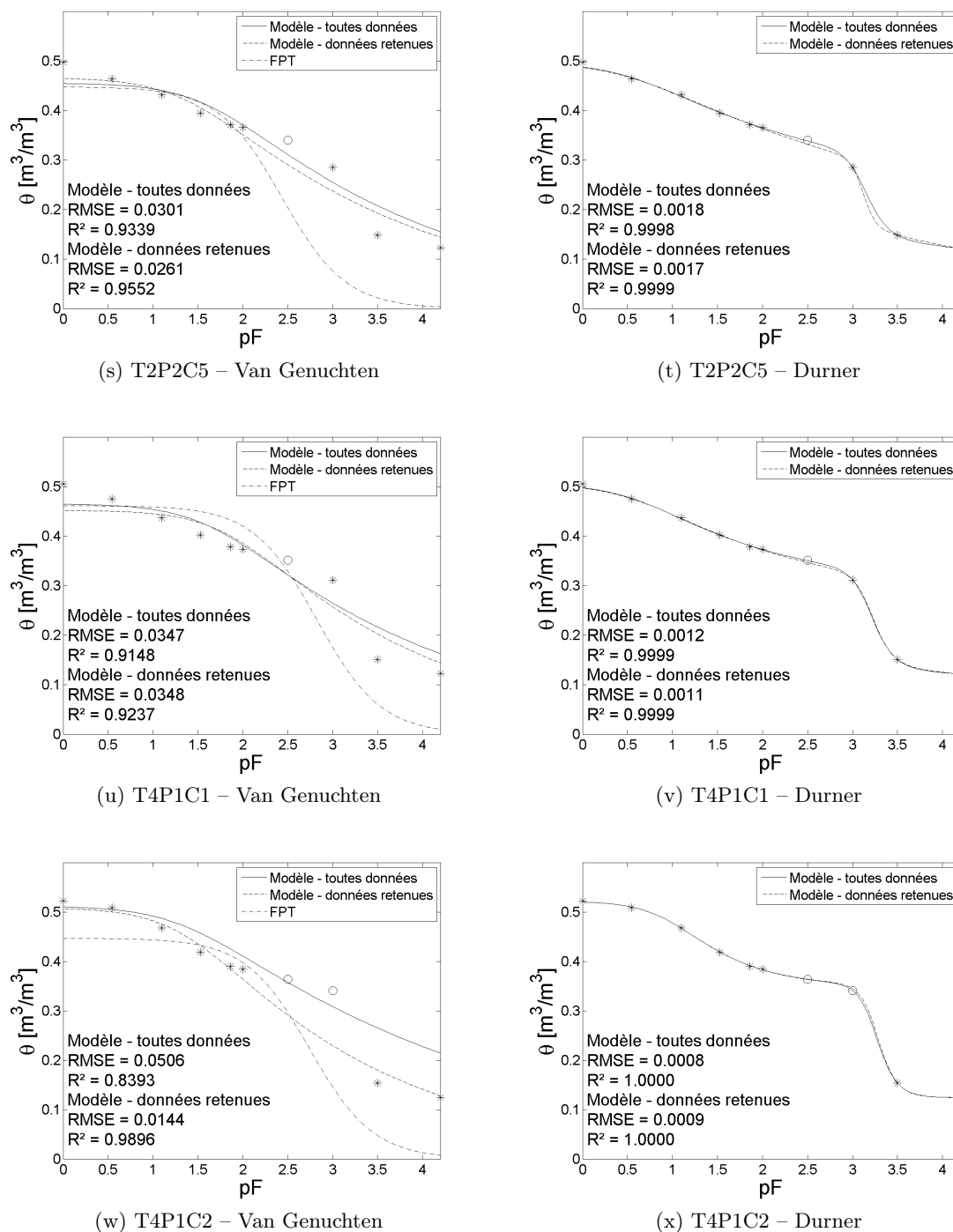


FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

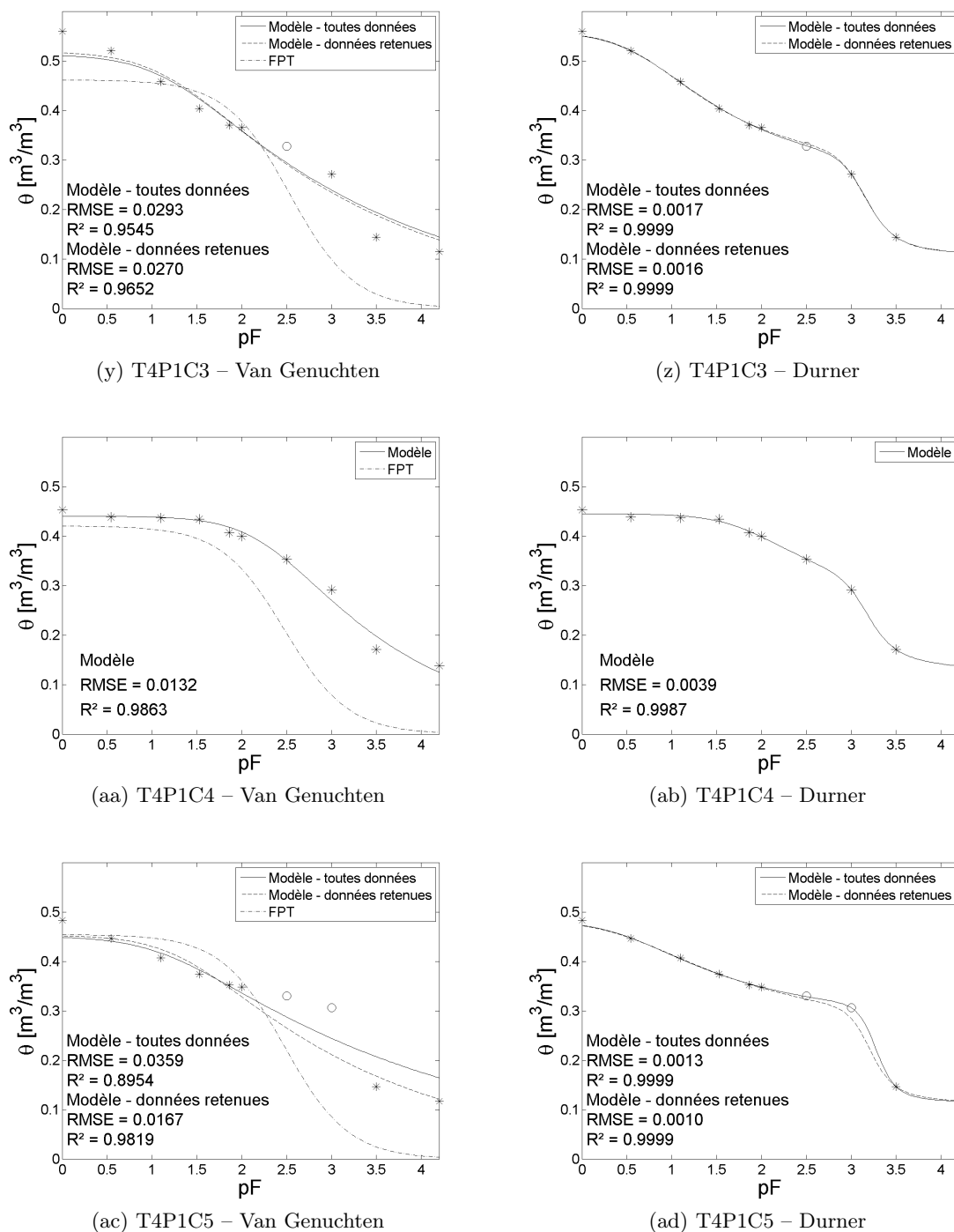


FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de falde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de falde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

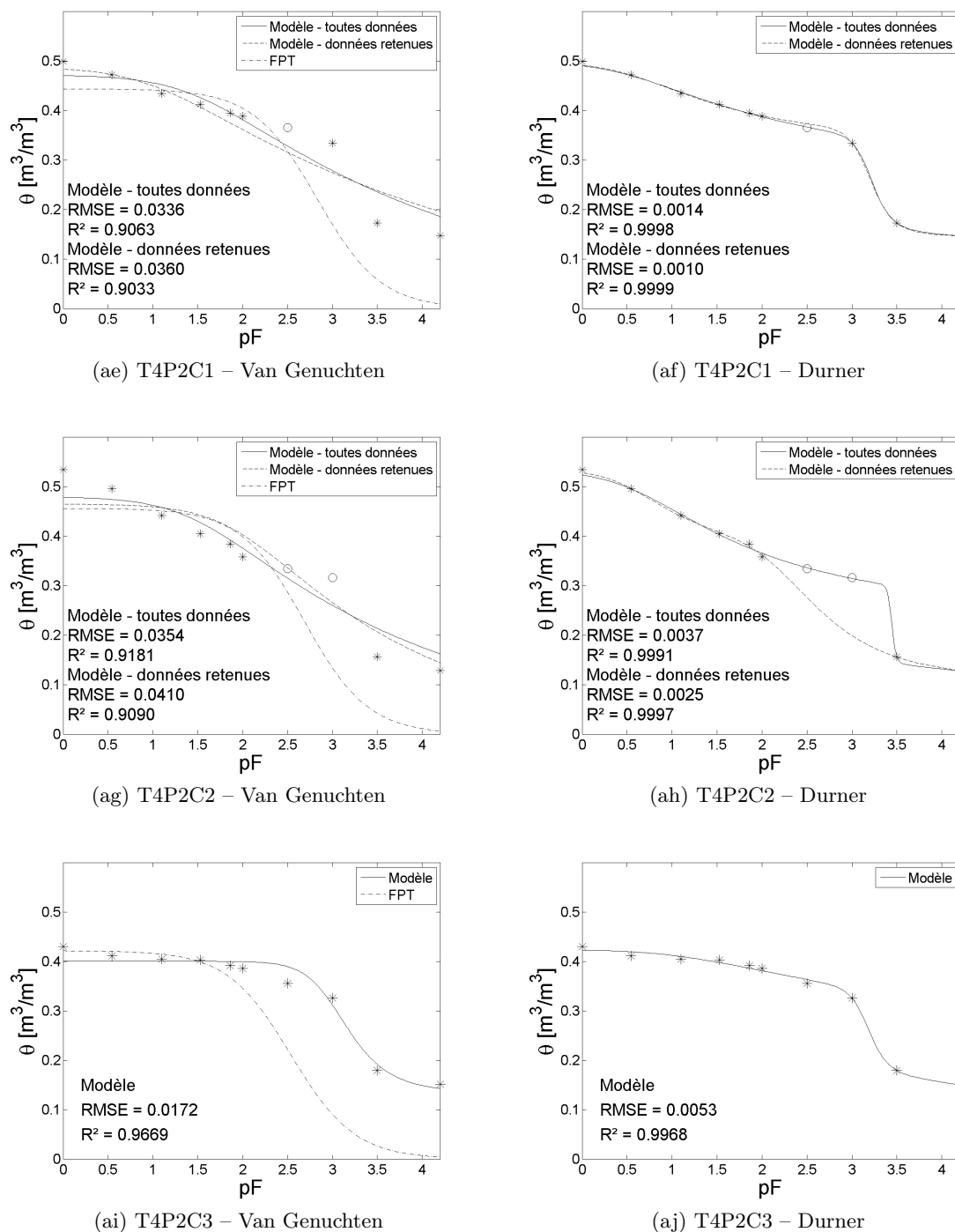


FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

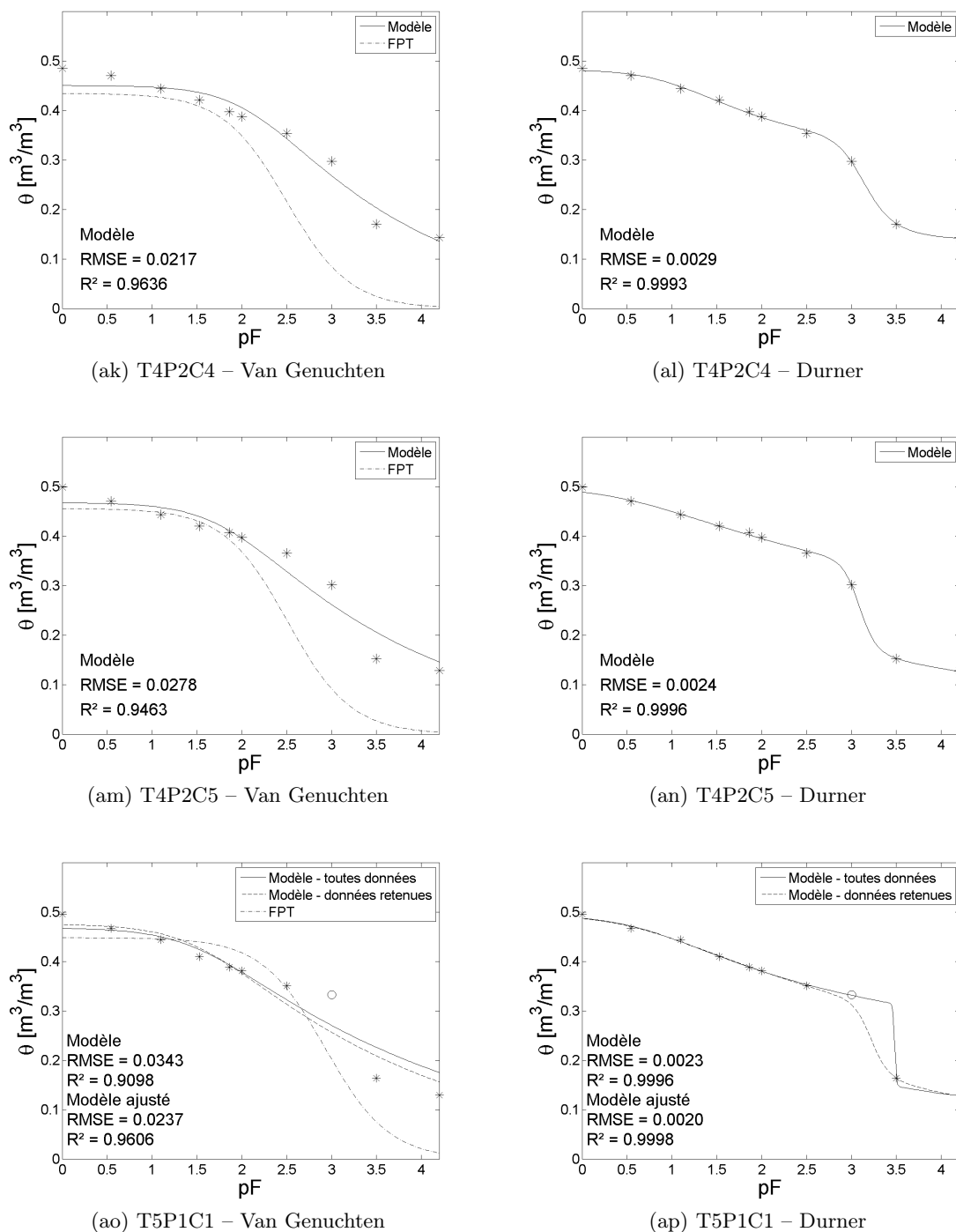


FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faille "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faille 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

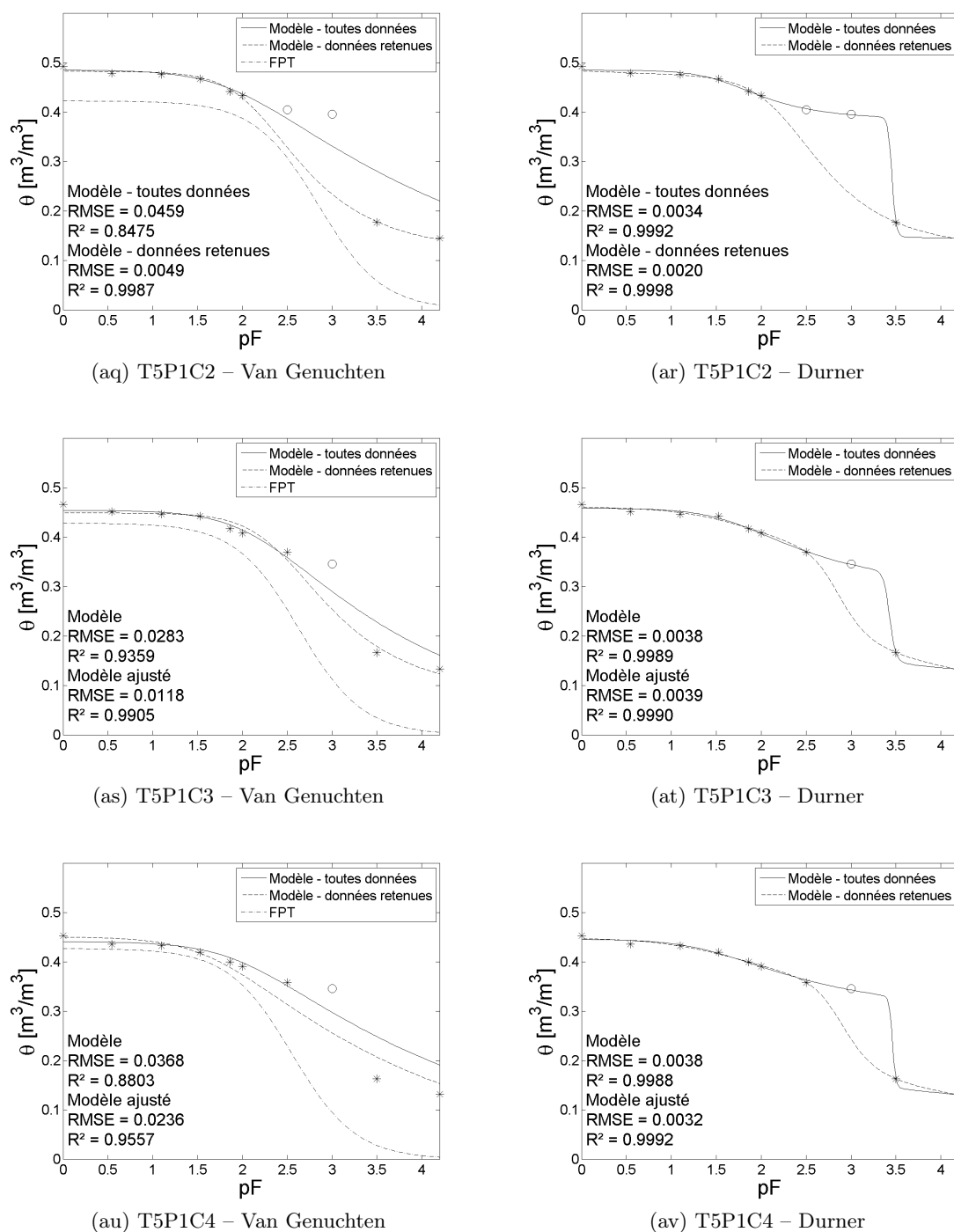


FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

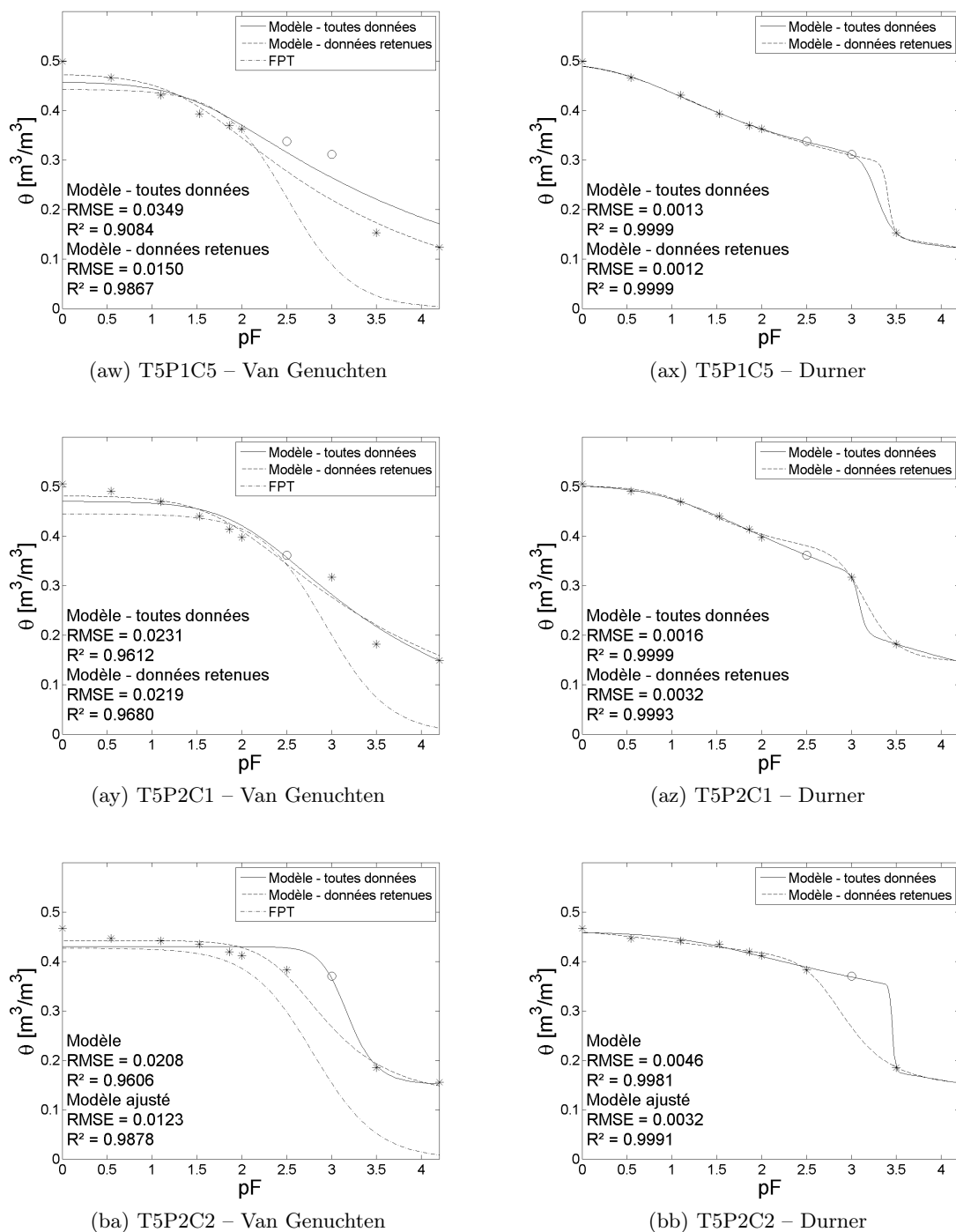
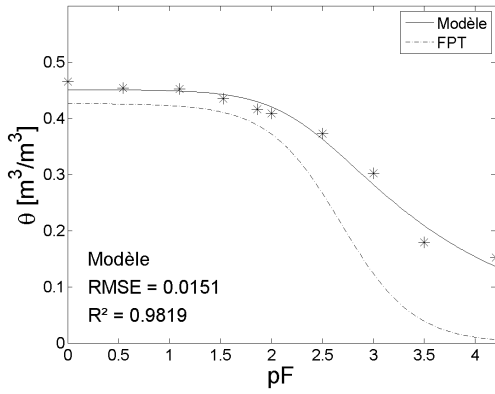
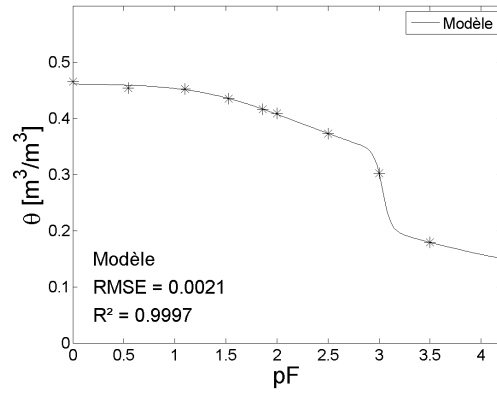


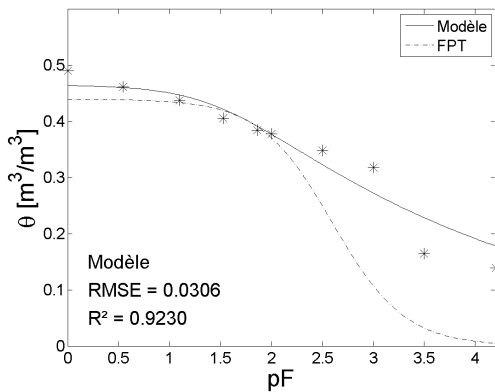
FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de falde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de falde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").



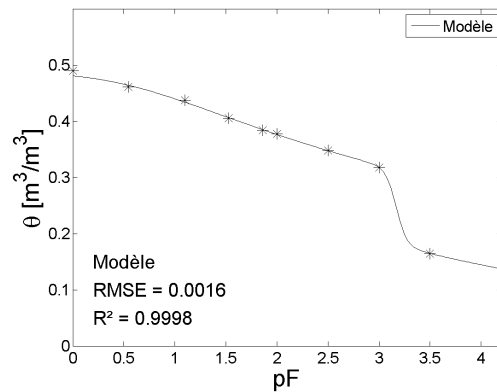
(bc) T5P2C3 – Van Genuchten



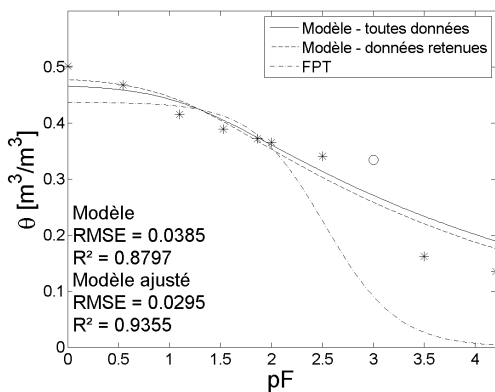
(bd) T5P2C3 – Durner



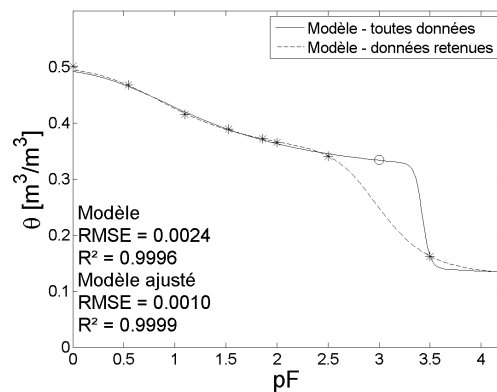
(be) T5P2C4 – Van Genuchten



(bf) T5P2C4 – Durner

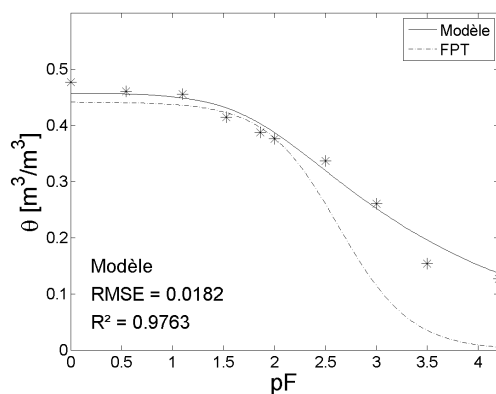


(bg) T5P2C5 – Van Genuchten

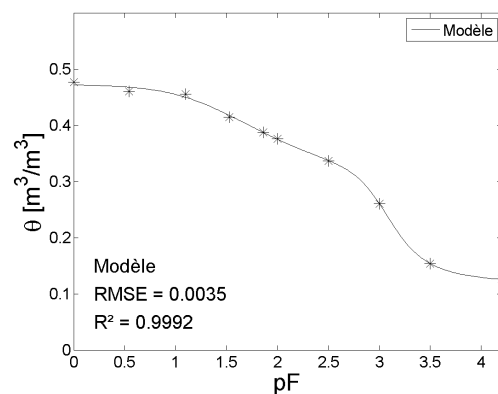


(bh) T5P2C5 – Durner

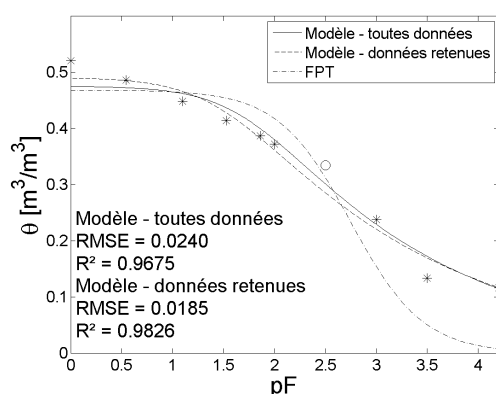
FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" (x = 2, 4 ou 5) à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").



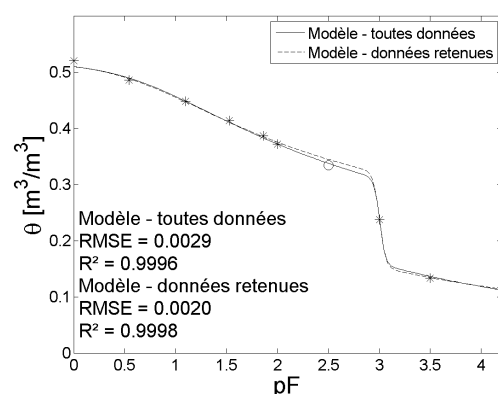
(bi) E1 – Van Genuchten



(bj) E1 – Durner



(bk) E3 – Van Genuchten



(bl) E3 – Durner

FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faille "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faille 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

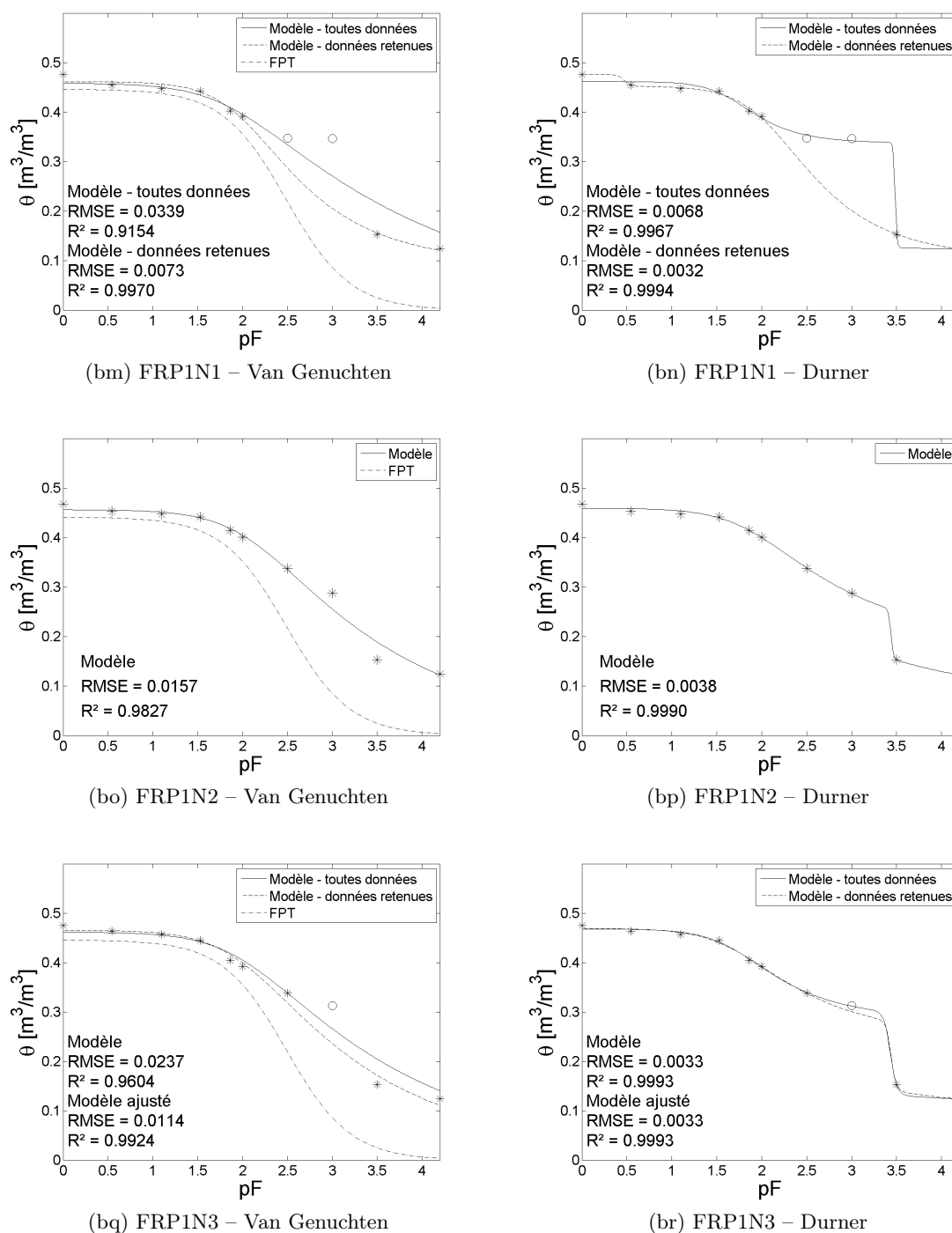


FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

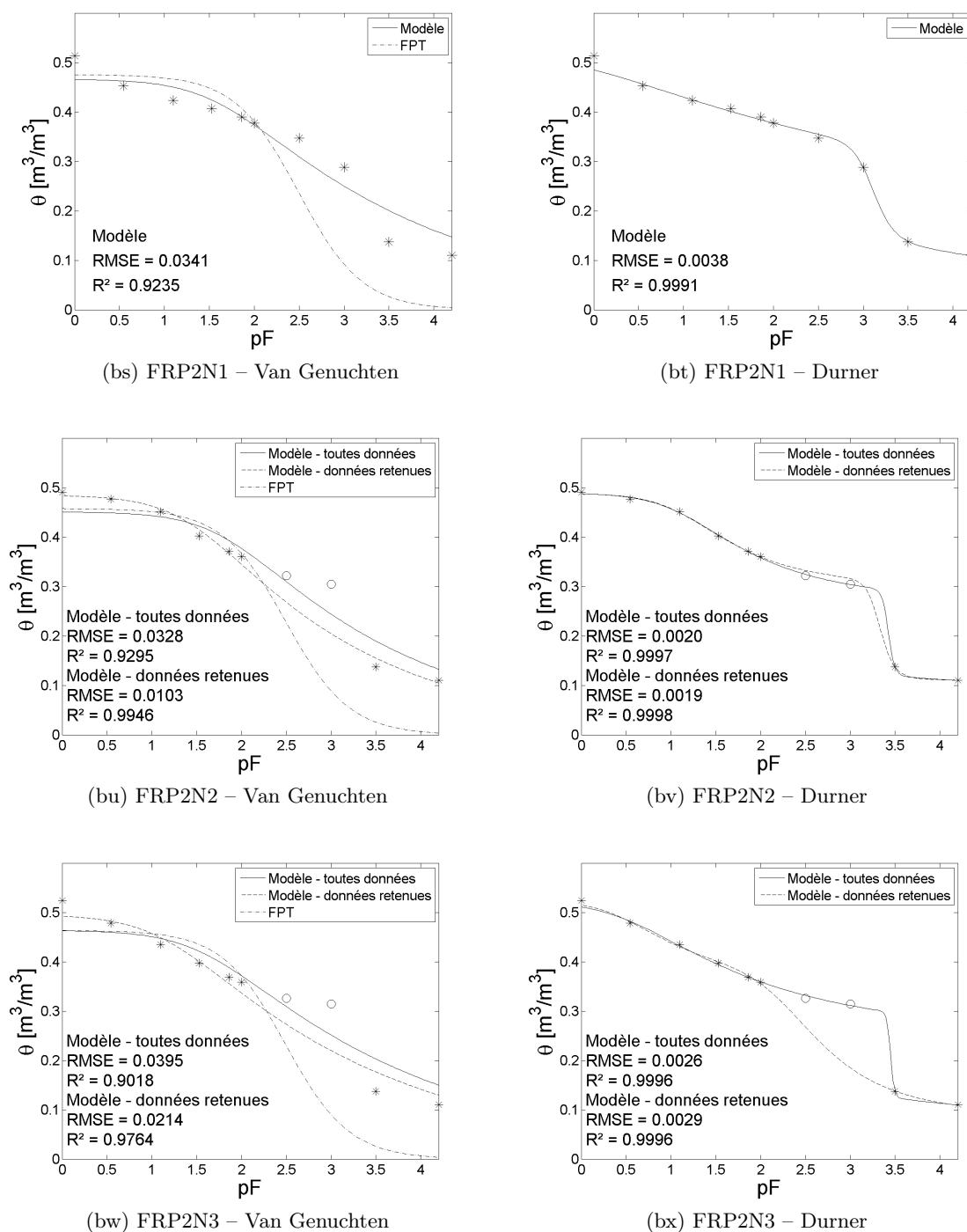


FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faille "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faille 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

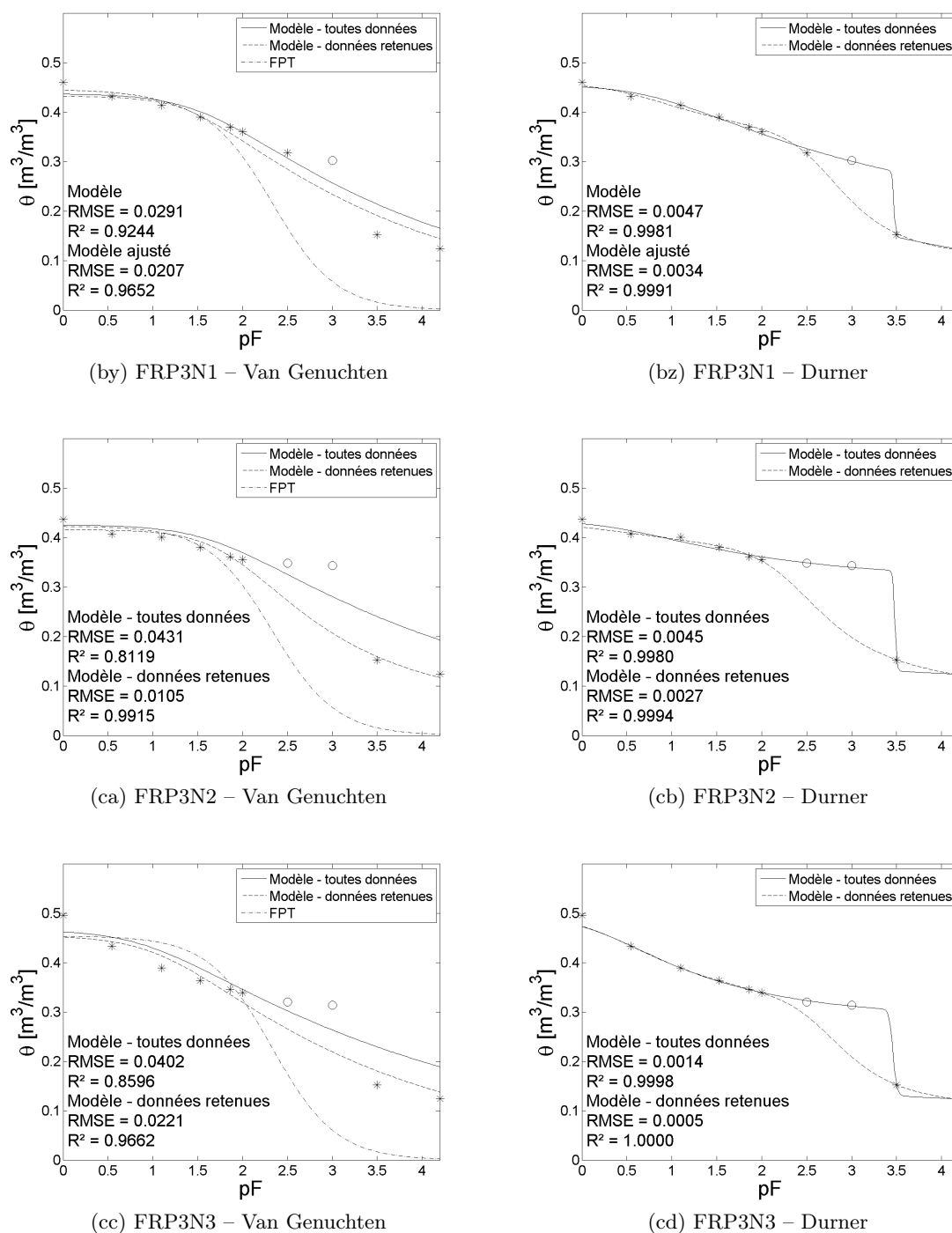
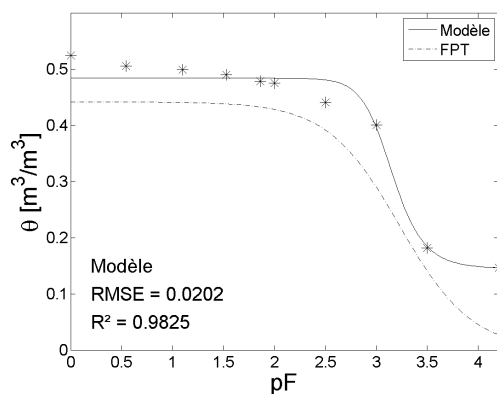
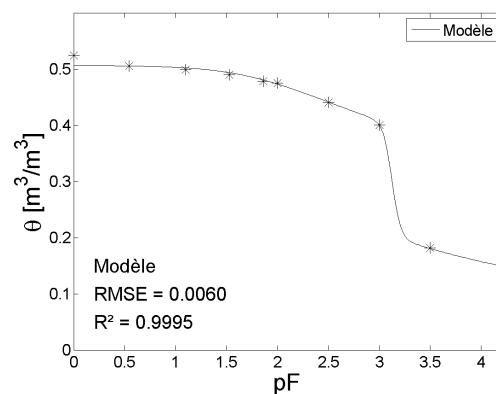


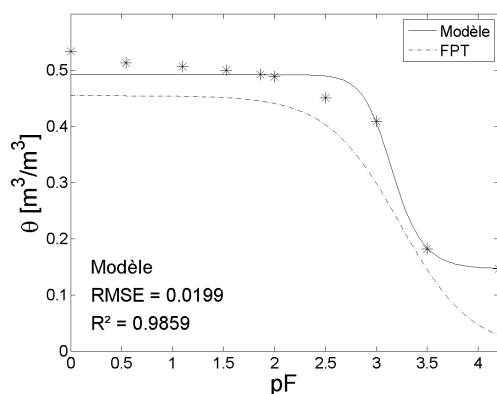
FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").



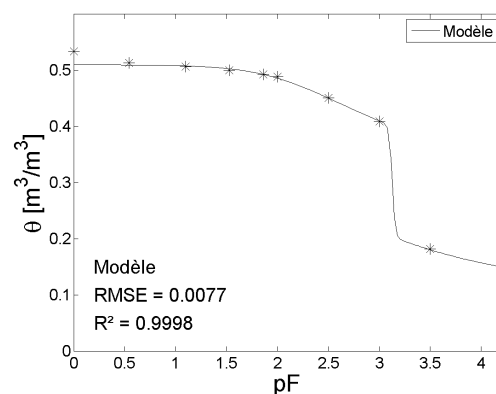
(ce) FBP1N1 – Van Genuchten



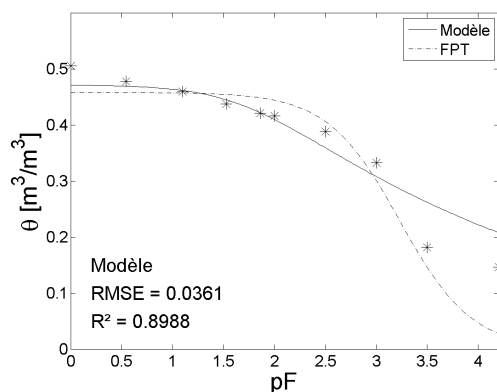
(cf) FBP1N1 – Durner



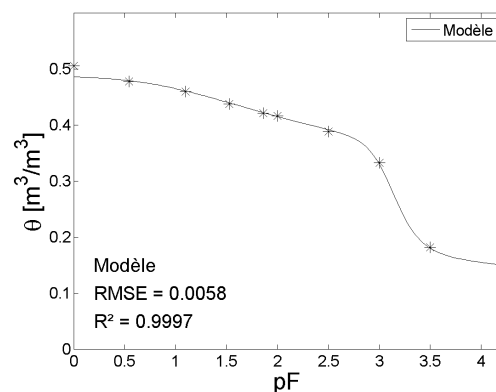
(cg) FBP1N2 – Van Genuchten



(ch) FBP1N2 – Durner

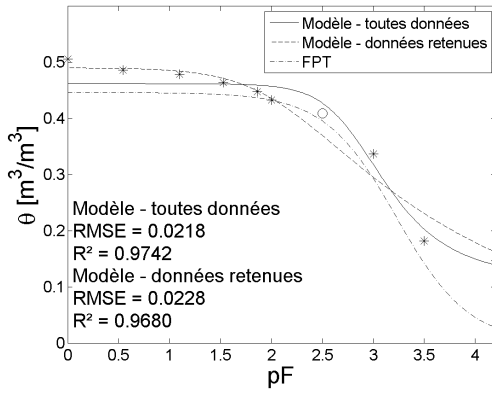


(ci) FBP1N3 – Van Genuchten

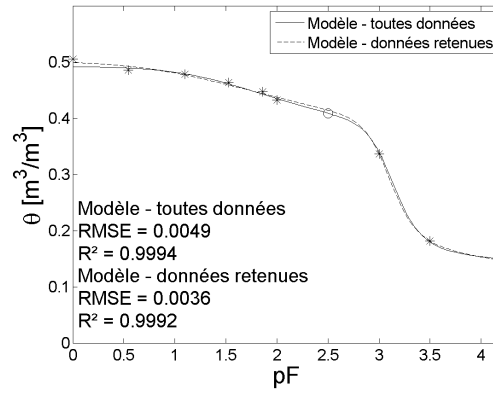


(cj) FBP1N3 – Durner

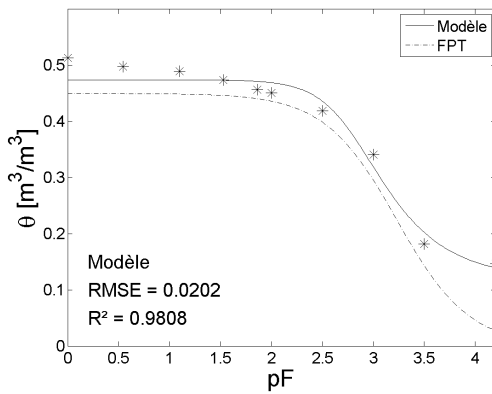
FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPzNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").



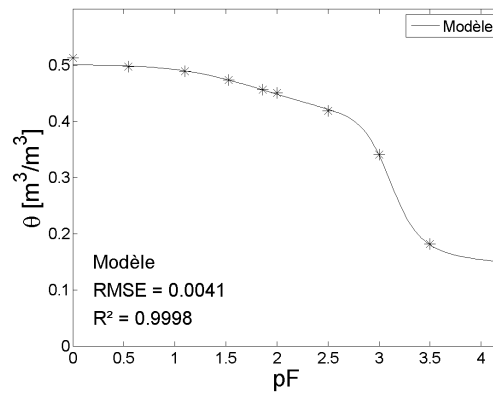
(ck) FBP1N4 – Van Genuchten



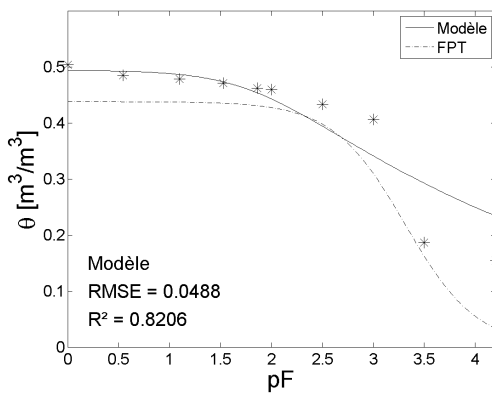
(cl) FBP1N4 – Durner



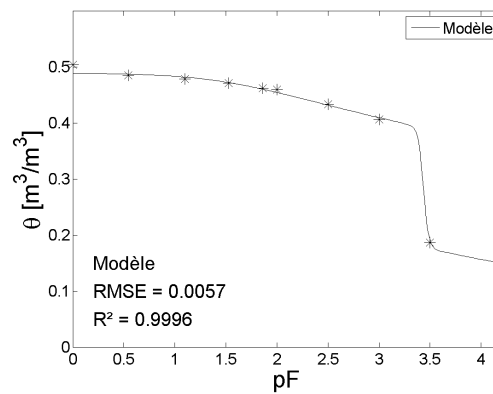
(cm) FBP1N5 – Van Genuchten



(cn) FBP1N5 – Durner



(co) FBP2N1 – Van Genuchten



(cp) FBP2N1 – Durner

FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" (x = 2, 4 ou 5) à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

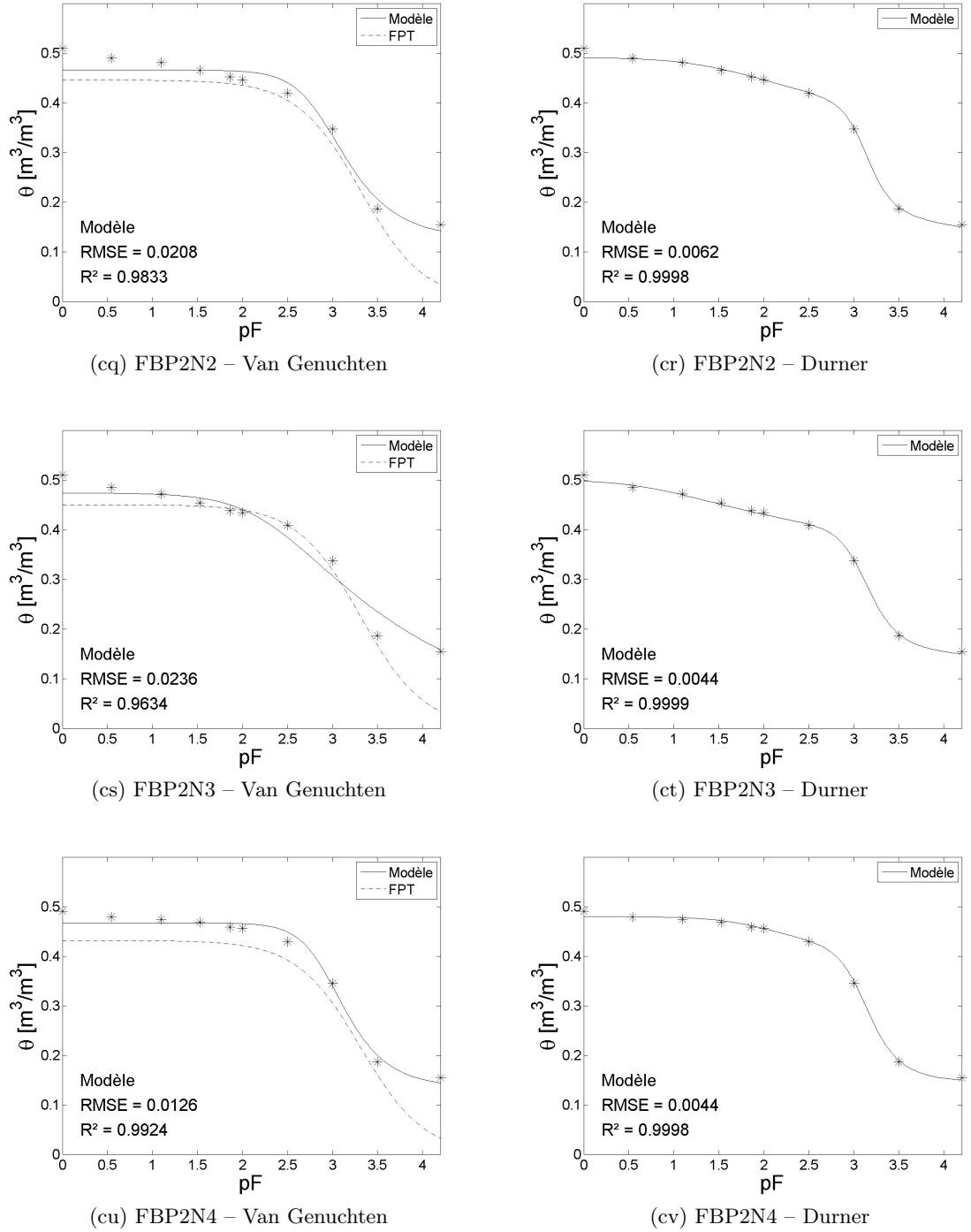


FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPzNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

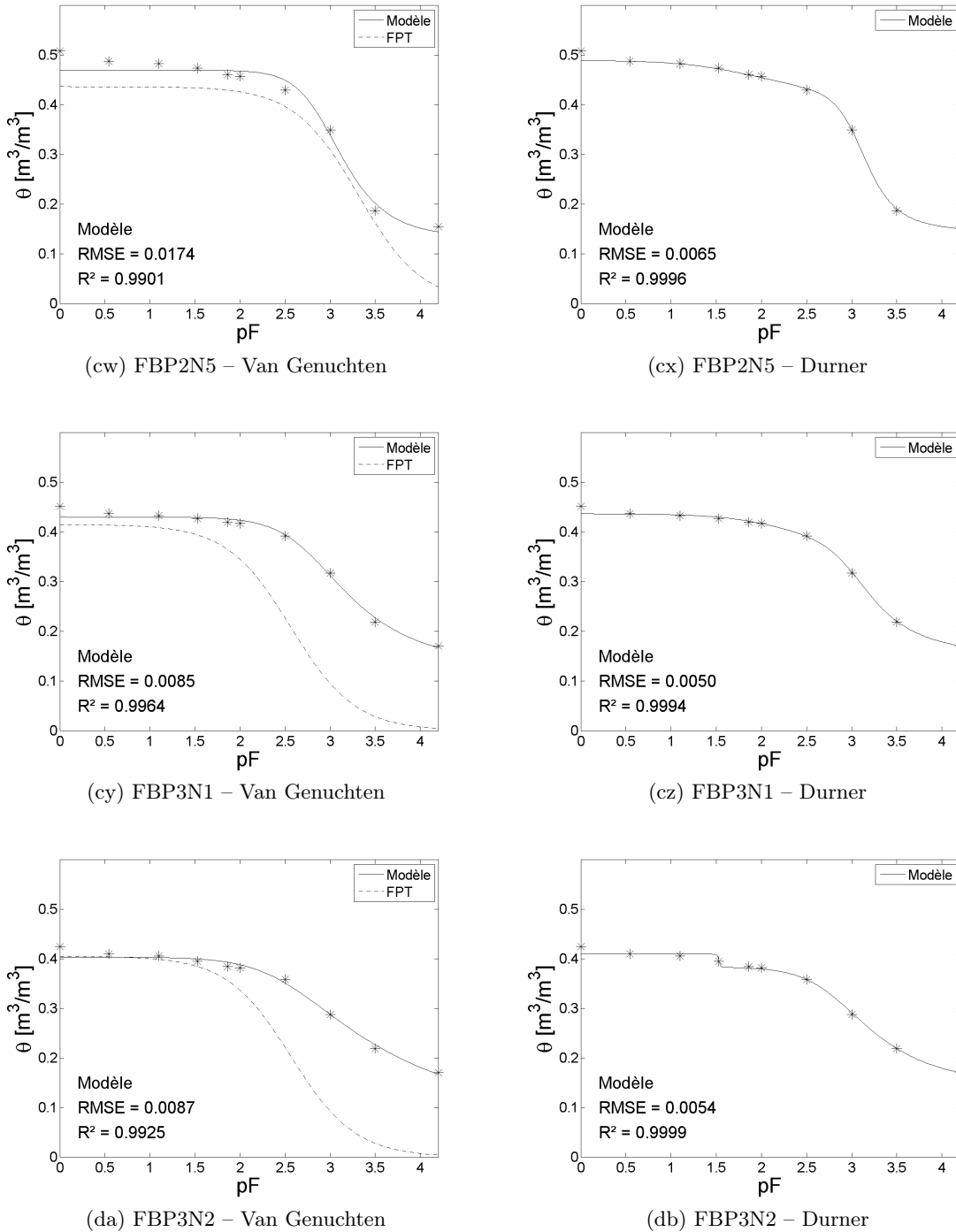
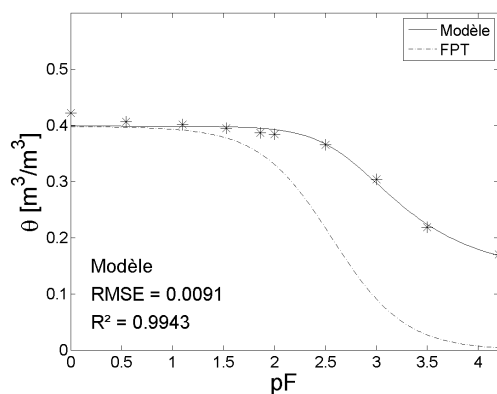
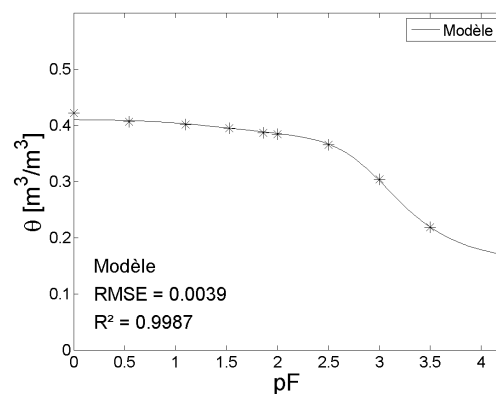


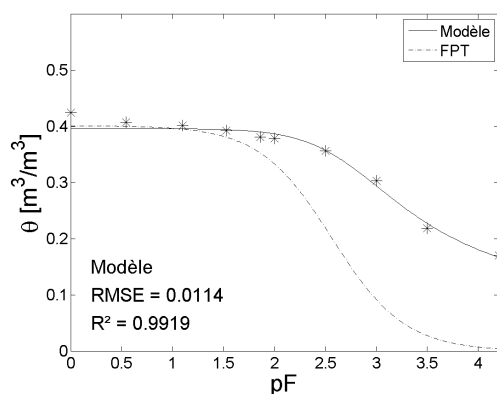
FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" (x = 2, 4 ou 5) à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPzNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").



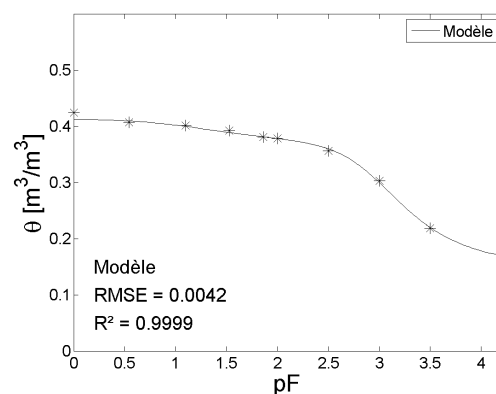
(dc) FBP3N3 – Van Genuchten



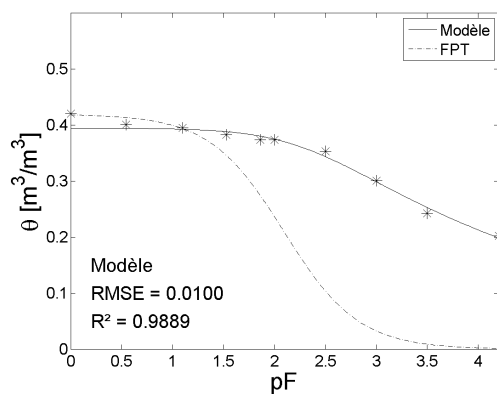
(dd) FBP3N3 – Durner



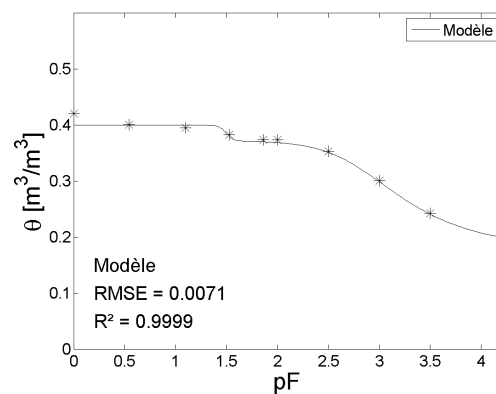
(de) FBP3N4 – Van Genuchten



(df) FBP3N4 – Durner

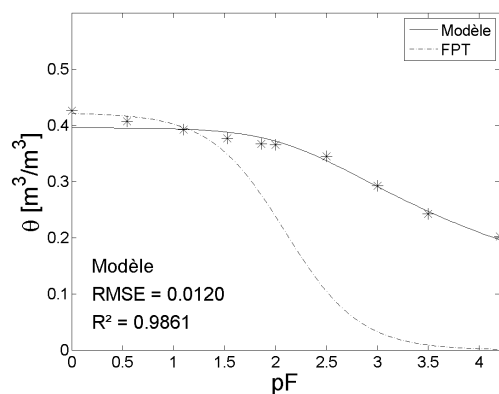


(dg) FBP4N1 – Van Genuchten

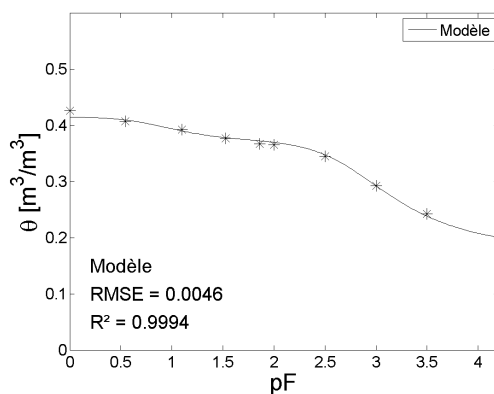


(dh) FBP4N1 – Durner

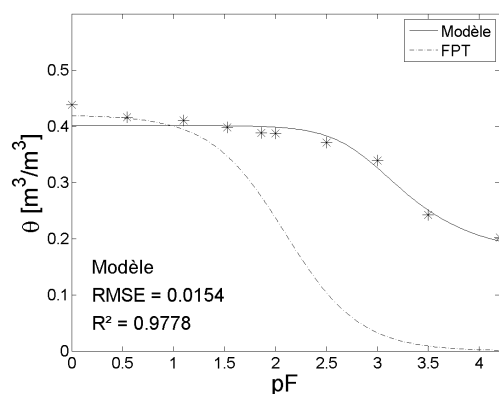
FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" ($x = 2, 4$ ou 5) à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPzNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" ($y = 1$ (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").



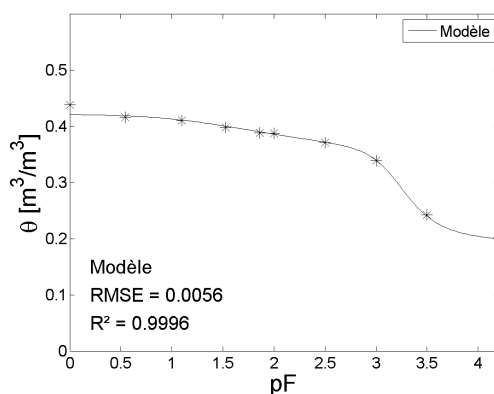
(di) FBP4N2 – Van Genuchten



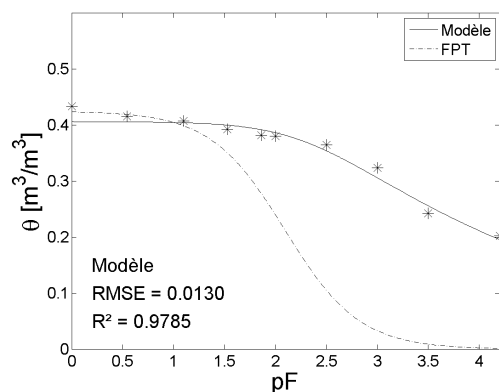
(dj) FBP4N2 – Durner



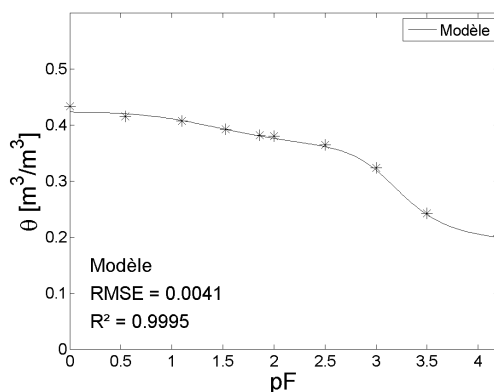
(dk) FBP4N3 – Van Genuchten



(dl) FBP4N3 – Durner



(dm) FBP4N4 – Van Genuchten



(dn) FBP4N4 – Durner

FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" (x = 2, 4 ou 5) à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

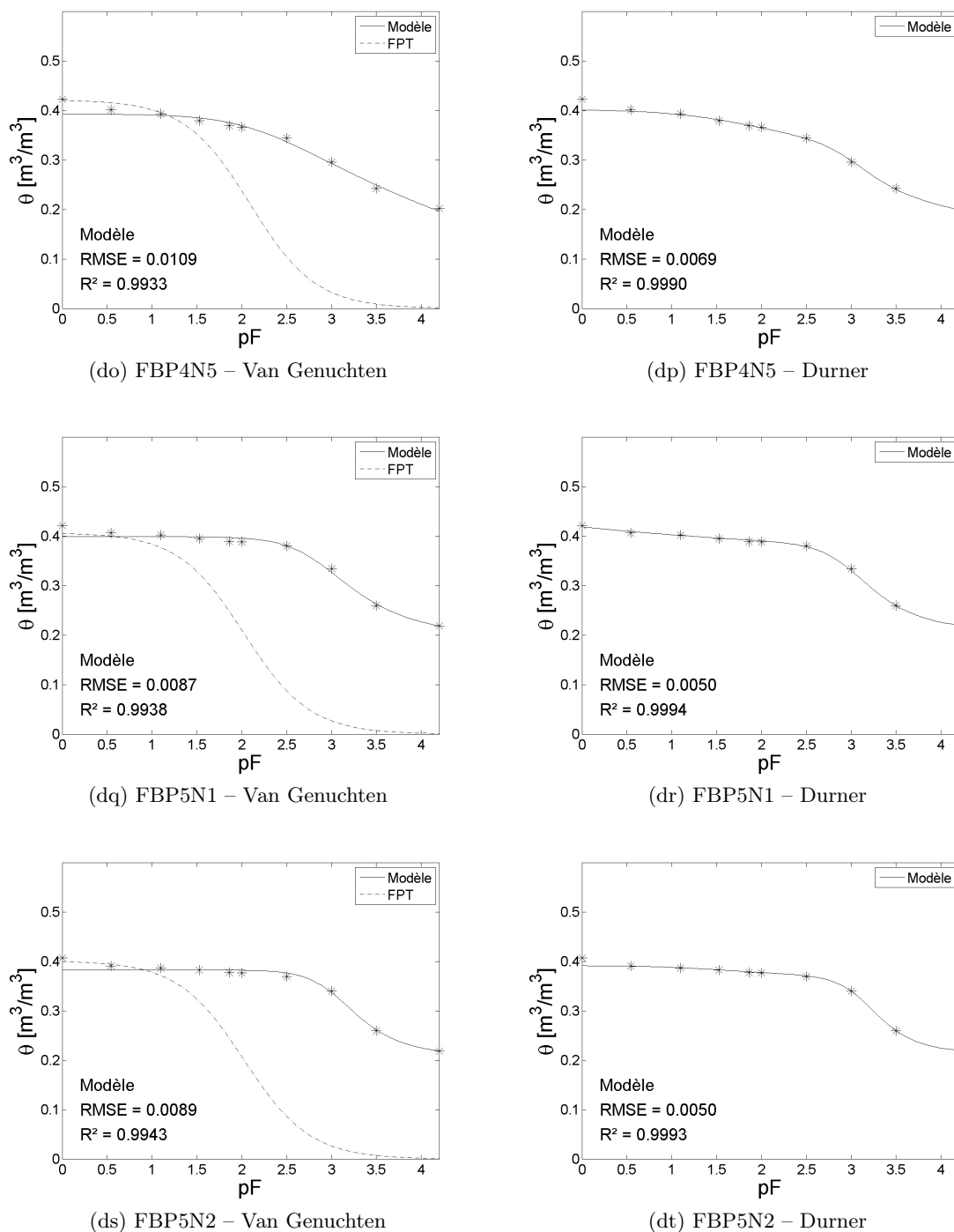


FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de falde "Tx" (x = 2, 4 ou 5) à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de falde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPzNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

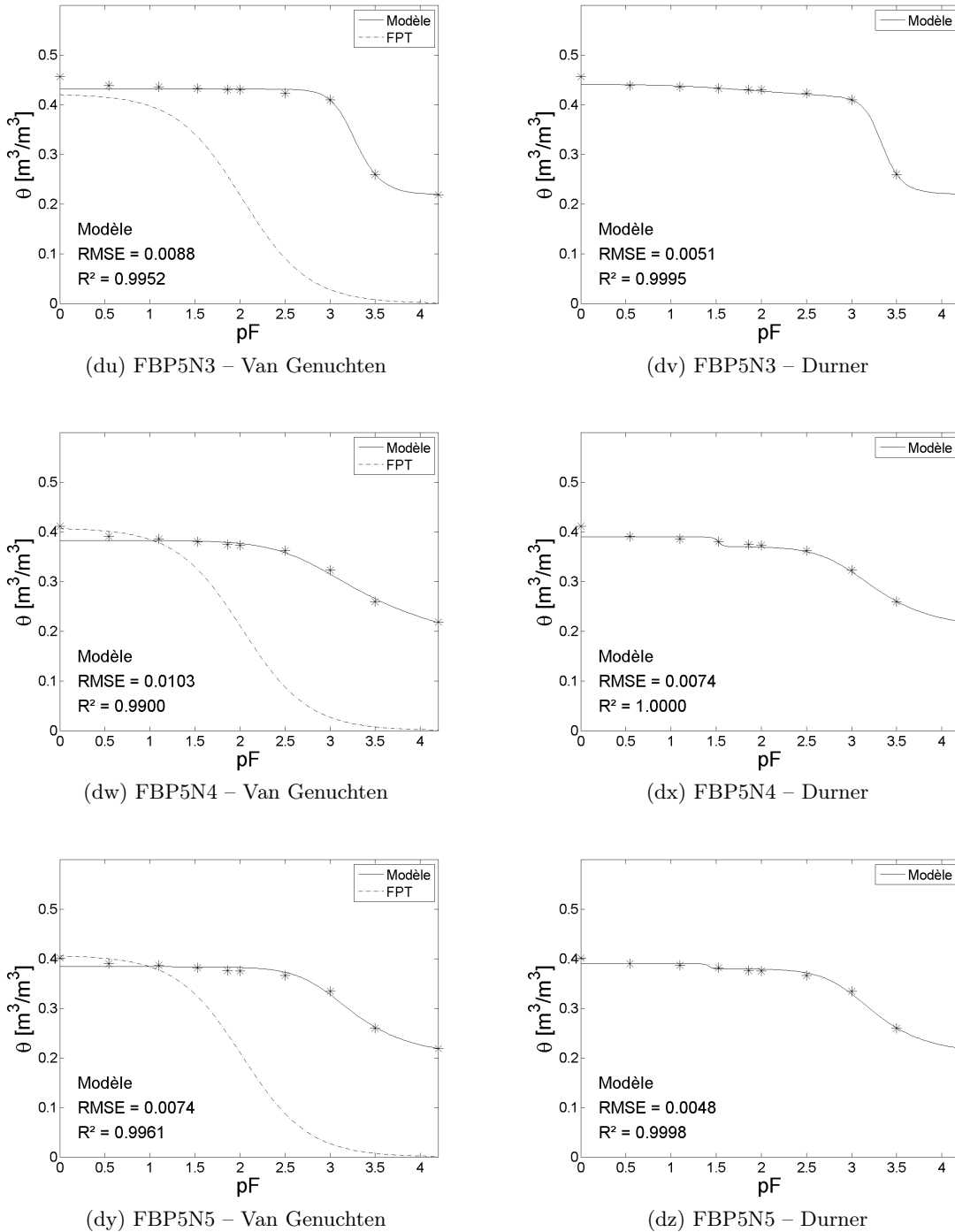


FIGURE L.1 – Courbes de rétention obtenues. TxPyCz représente un échantillon provenant du transect de l'aire de faulde "Tx" (x = 2, 4 ou 5) à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm) ou 2 (13-18 cm)). L'indice "z" fait référence à la teneur en biochar et varie de 1 (élevé) à 5 (négligeable). E1 et E3 correspondent aux centres des aires de faulde 1 et 3, FRPyNz représente l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de référence à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm) ou 3 (27-32 cm)) tandis que FBPyNz l'échantillon numéro "Nz" provenant de la fosse de biochar à une profondeur "Py" (y = 1 (3-8 cm), 2 (13-18 cm), 3 (27-32 cm), 4 (52-57 cm) ou 5 (88-93 cm)). À gauche, on retrouve le modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues") ainsi que les résultats de courbe de rétention obtenue via les FPT de Weynants. À droite, il s'agit du modèle de Durner ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire ("modèle - toutes données") et aux couples retenus après l'analyse des pentes (les ronds vides sont les couples non pris en compte dans le "modèle - données retenues").

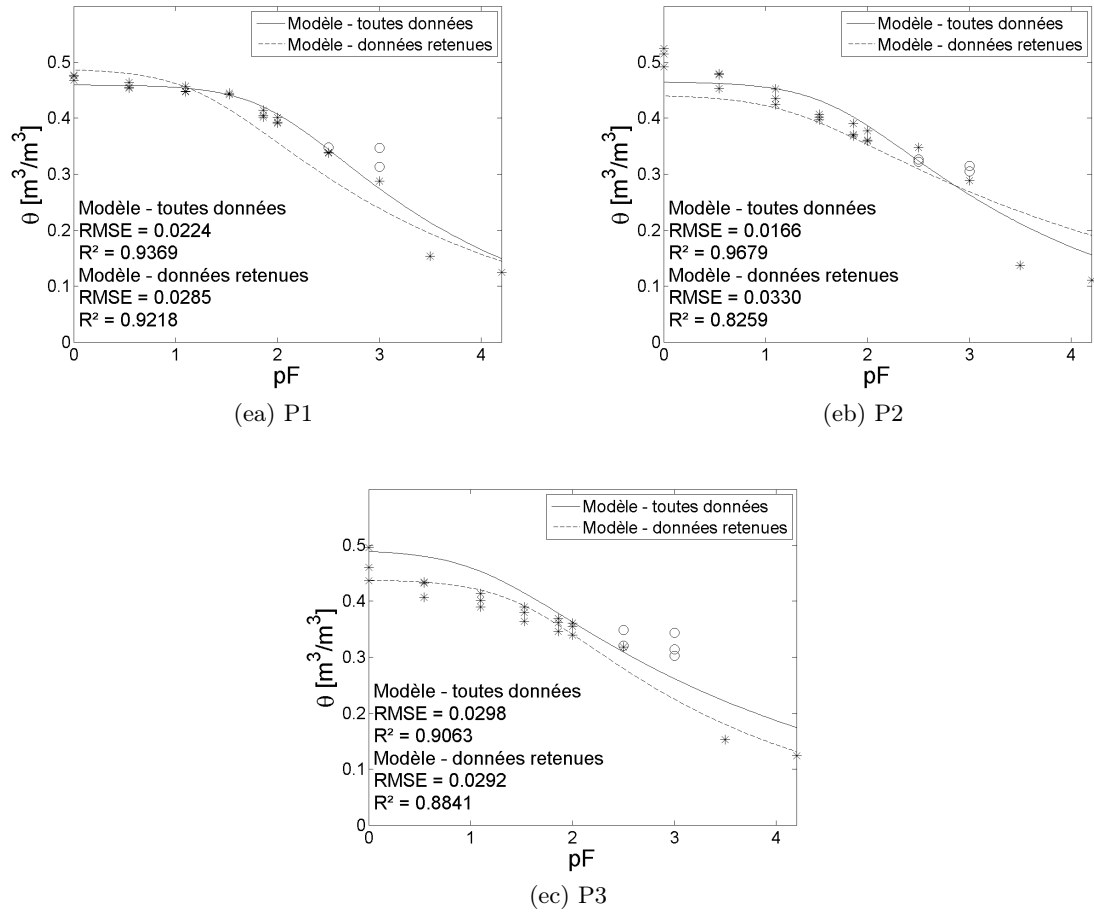
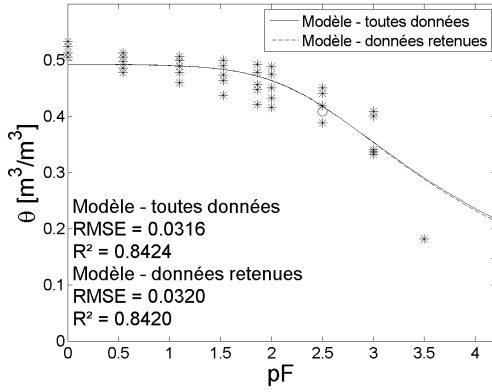
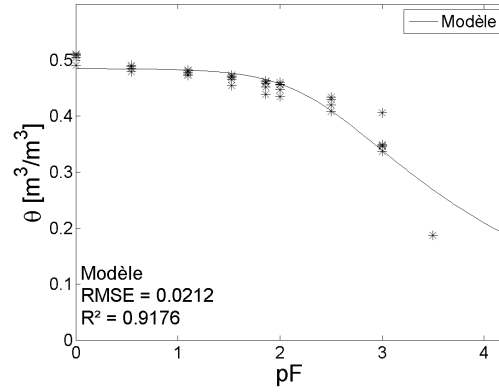


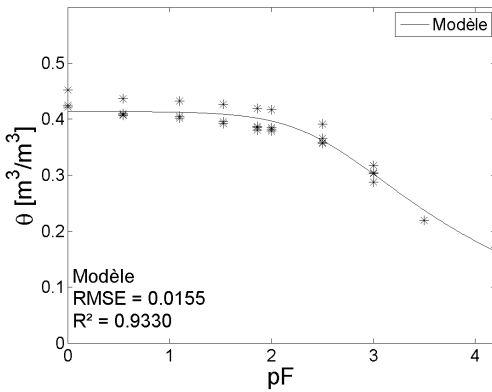
FIGURE L.2 – Courbes de rétention des échantillons provenant de la fosse sans biochar FR aux profondeurs P1 (3-8 cm), P2 (13-18 cm) et P3 (27-32 cm). "modèle - toutes données" fait référence à l'ajustement du modèle de Van Genuchten aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire tandis que "modèle - données retenues" fait référence à l'ajustement du modèle de Van Genuchten aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire et non éliminés par la méthode d'analyse des pentes.



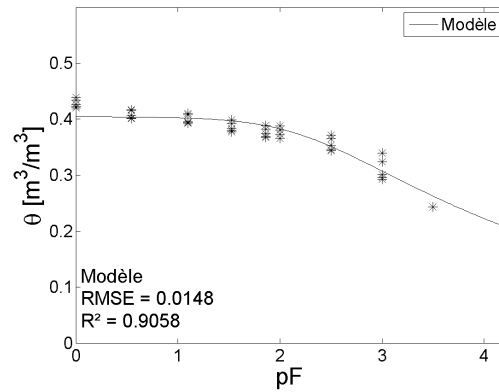
(a) P1



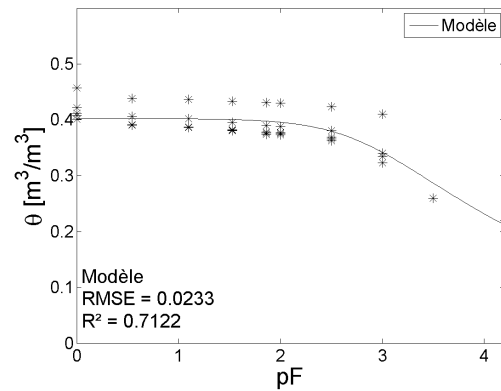
(b) P2



(c) P3



(d) P4



(e) P5

FIGURE L.3 – Courbes de rétention des échantillons provenant de la fosse avec biochar aux profondeurs P1 (3-8 cm), P2 (13-18 cm), P3 (27-32 cm), P4 (52-57 cm) et P5 (88-93 cm). "modèle - toutes données" fait référence à l'ajustement du modèle de Van Genuchten aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire tandis que "modèle - données retenues" fait référence à l'ajustement du modèle de Van Genuchten aux couples teneurs en eau-charges matricielles mesurés en laboratoire et non éliminés par la méthode d'analyse des pentes.

M Effet du biochar sur la teneur en eau mesurée en laboratoire

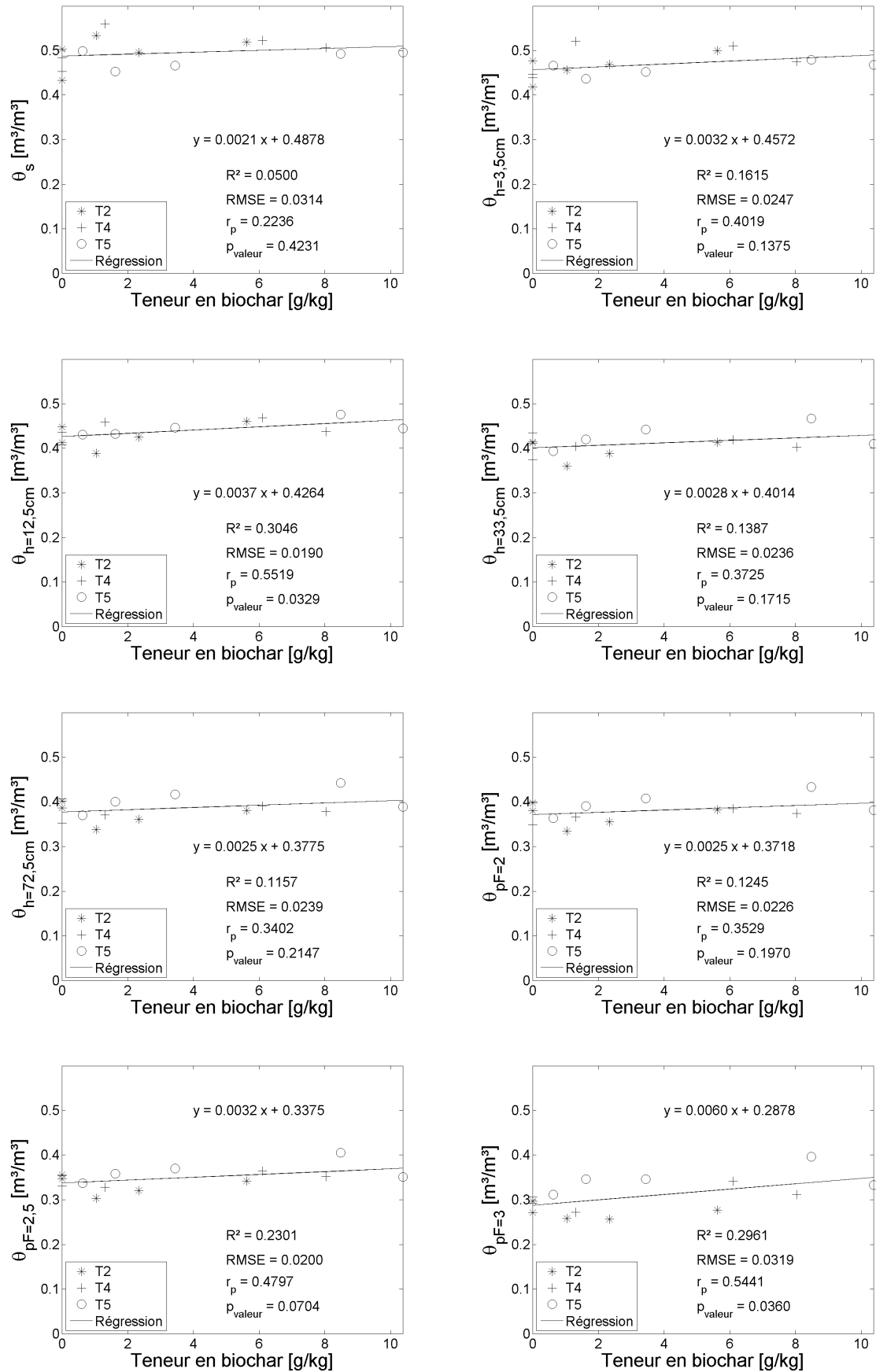


FIGURE M.1 – Impact du biochar au niveau du site d'étude sur la teneur en eau mesurée en laboratoire des échantillons provenant des transects entre 3 et 8 cm (P1)

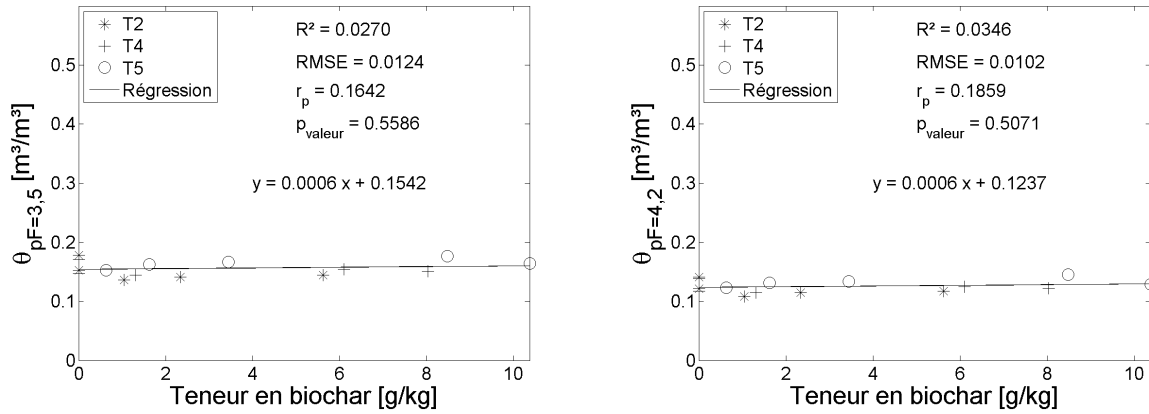


FIGURE M.1 – Impact du biochar au niveau du site d'étude sur la teneur en eau mesurée en laboratoire des échantillons provenant des transects entre 3 et 8 cm (P1) (suite)

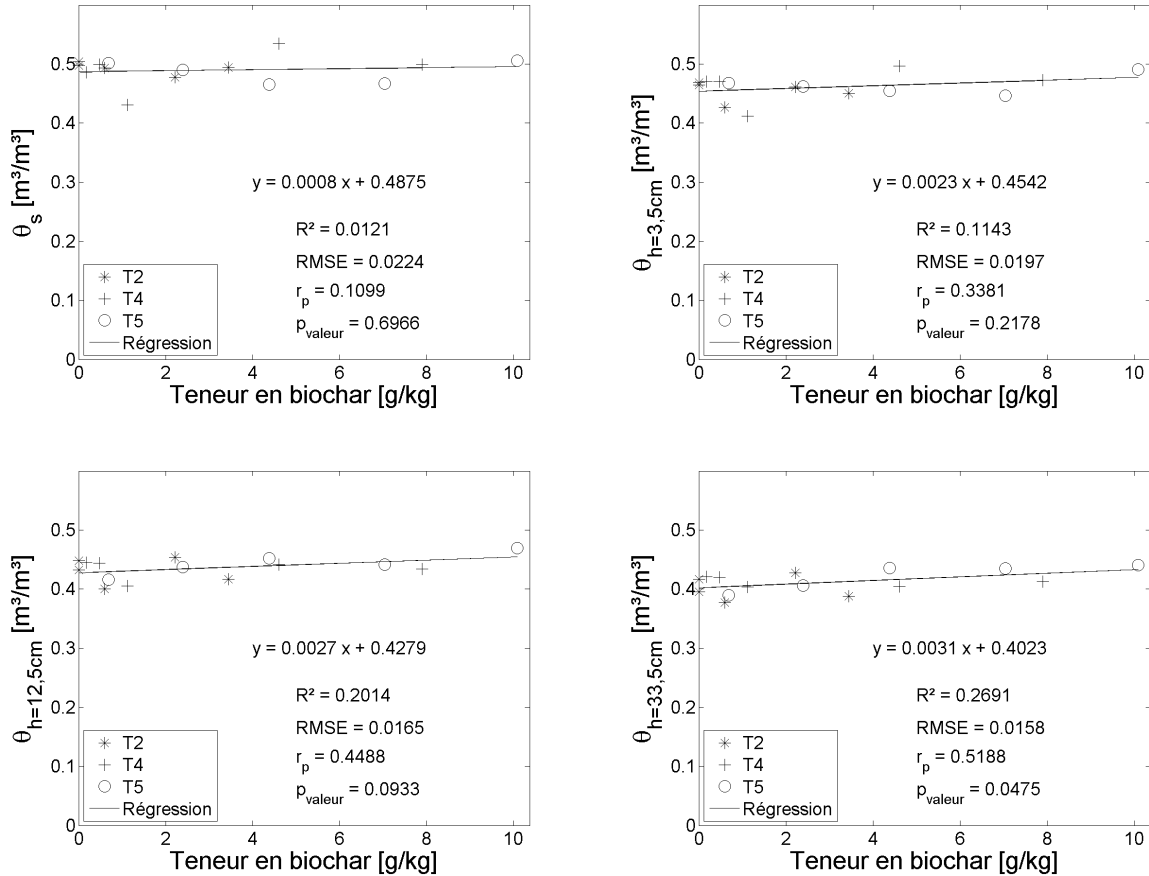


FIGURE M.2 – Impact du biochar au niveau du site d'étude sur la teneur en eau mesurée en laboratoire des échantillons provenant des transects entre 13 et 18 cm (P2)

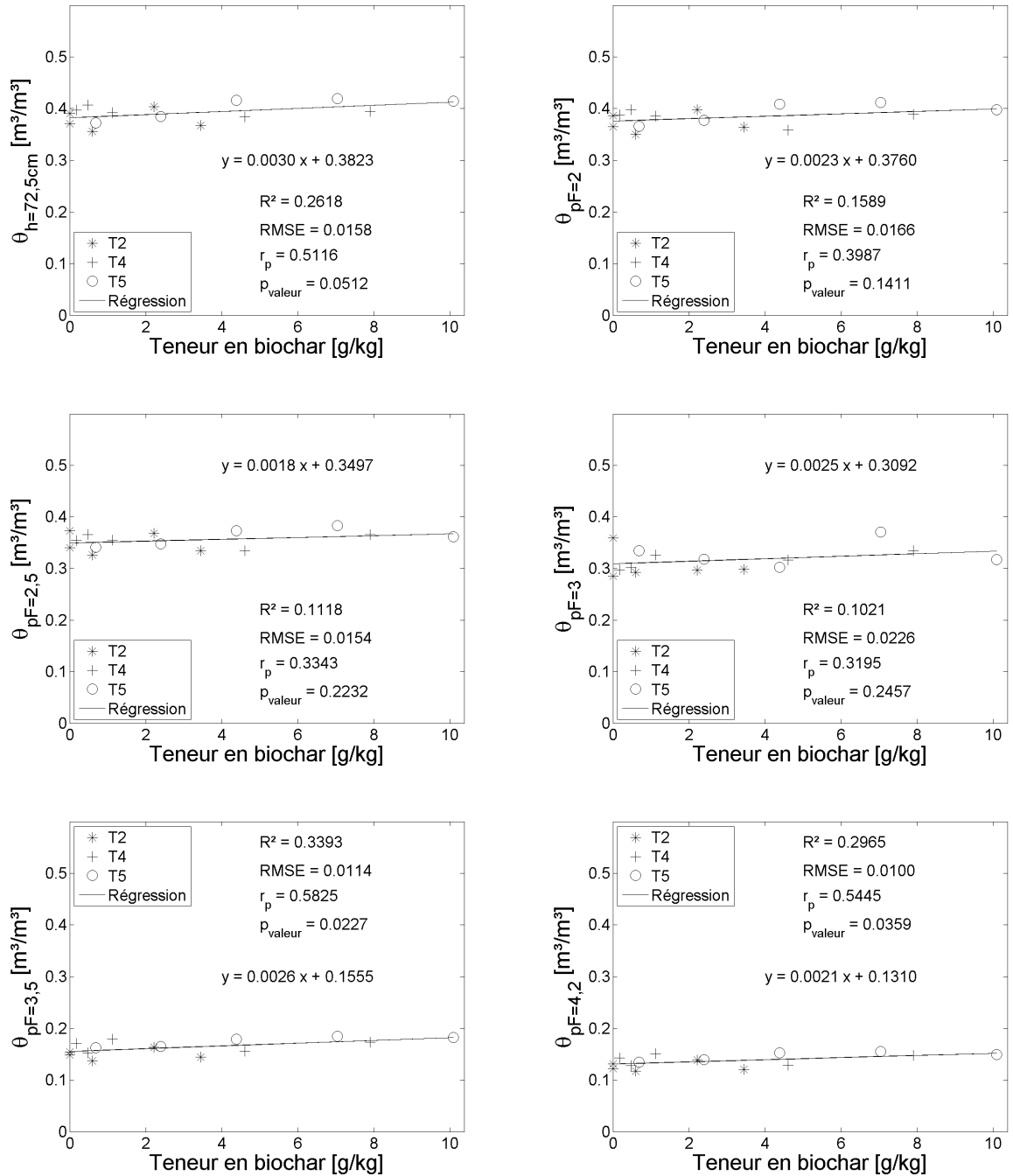


FIGURE M.2 – Impact du biochar au niveau du site d'étude sur la teneur en eau mesurée en laboratoire des échantillons provenant des transects entre 13 et 18 cm (P2) (suite)

N Histogrammes de fréquence

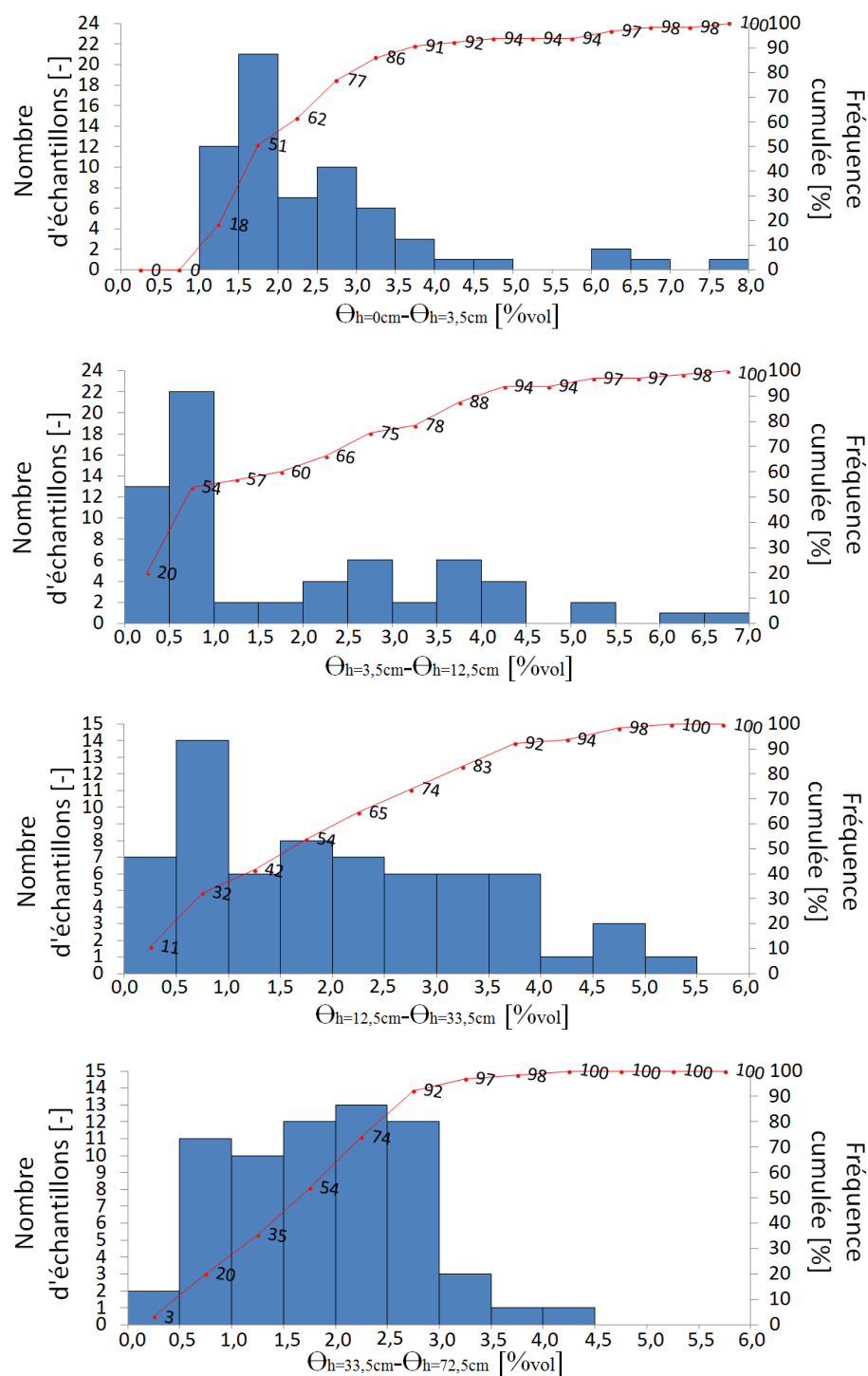


FIGURE N.1 – Histogrammes de fréquence réalisés en vue de l'élimination de certaines mesures à pF 2,5 et pF 3 ayant présentées une perte de contact avec la plaque en céramique de la casserole à basse pression

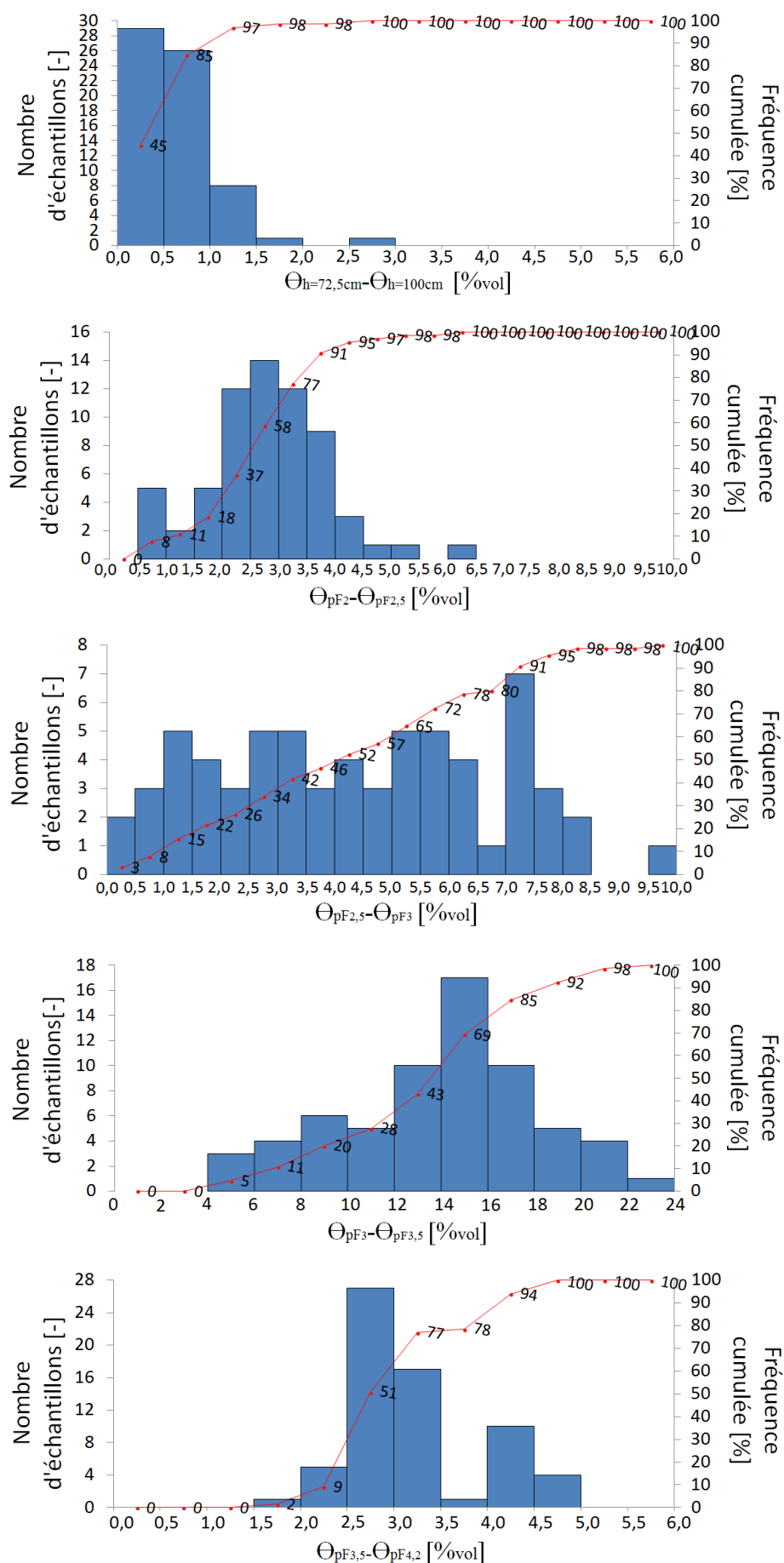


FIGURE N.1 – Histogrammes de fréquence réalisés en vue de l'élimination de certaines mesures à pF 2,5 et pF 3 ayant présentées une perte de contact avec la plaque en céramique de la casserole à basse pression (suite)

O Résultats des mesures de conductivité hydraulique à saturation mesurée en laboratoire

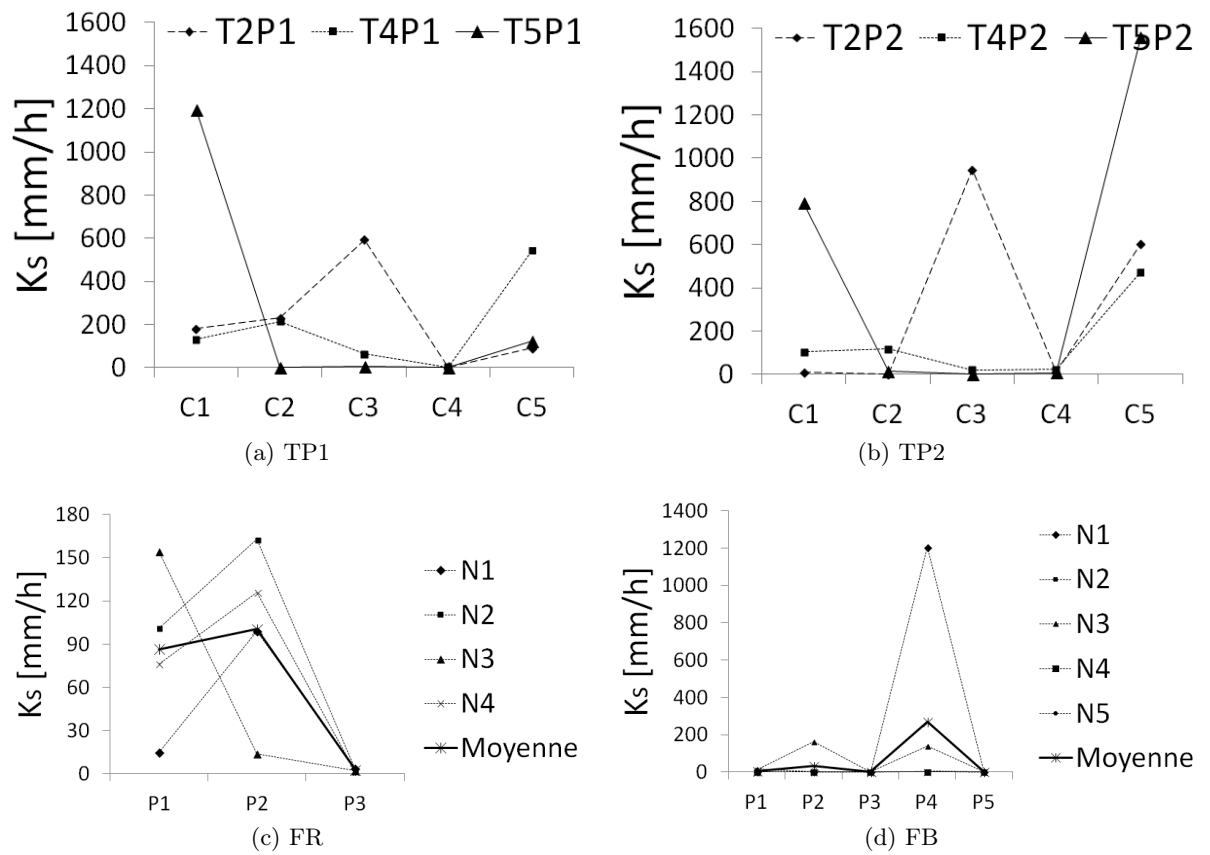


FIGURE O.1 – Conductivité hydraulique à saturation des échantillons mesurée en laboratoire via un perméamètre à charge constante pour les échantillons provenant (a) et (b) des transects à la profondeur respectivement P1 (3-8 cm) et P2 (13-18 cm) (c) et (d) des fosses respectivement de référence FR et de biochar FB aux profondeurs P1 (3-8 cm), P2 (13-18 cm), P3 (27-32 cm), P4 (52-57 cm) et P5 (88-93 cm)

P Résultats des estimations de conductivité hydraulique à saturation via la FPT de Weynants

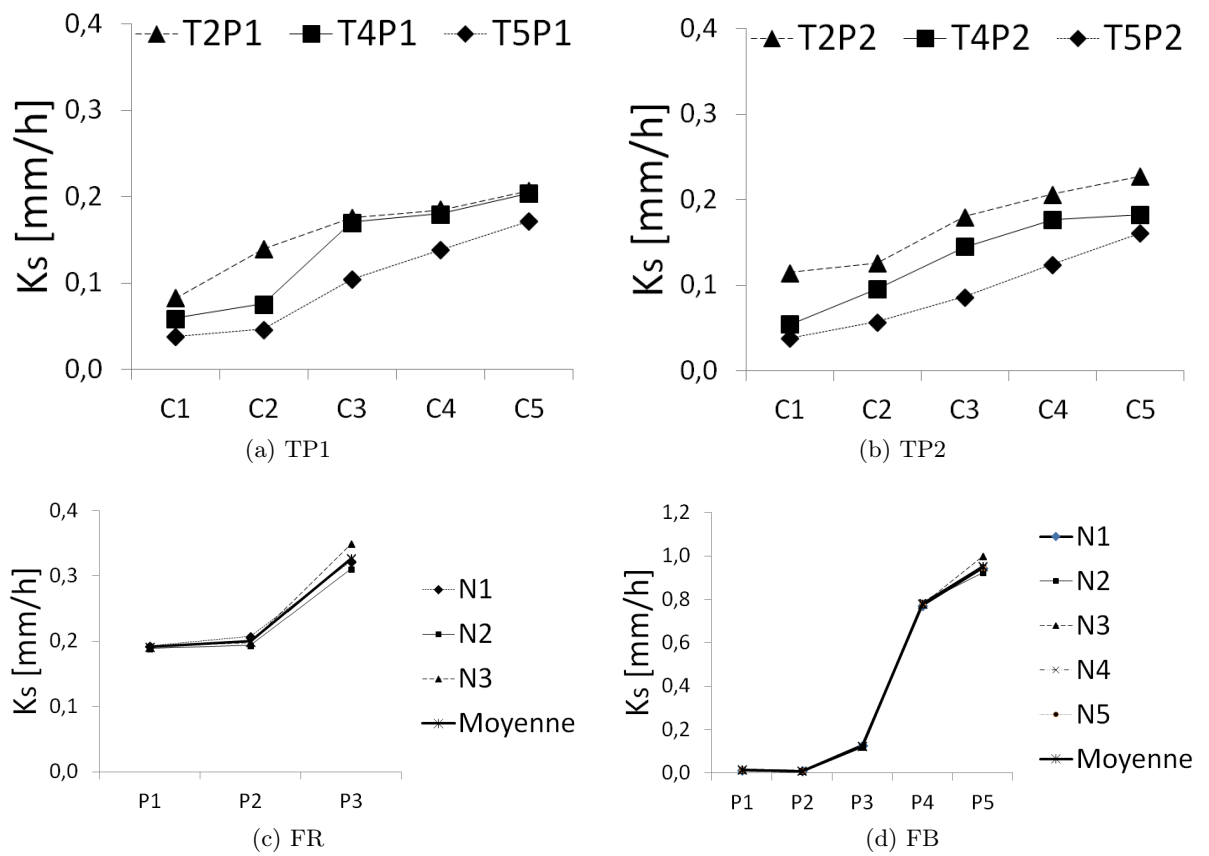


FIGURE P.1 – Conductivité hydraulique à saturation des échantillons déterminée via la fonction de pédotransfert de Weynants pour les échantillons provenant (a) et (b) des transects à la profondeur respectivement P1 (3-8 cm) et P2 (13-18 cm) (c) et (d) des fosses respectivement de référence FR et de biochar FB aux profondeurs P1 (3-8 cm), P2 (13-18 cm), P3 (27-32 cm), P4 (52-57 cm) et P5 (88-93 cm)

Q Résultats bruts des mesures de teneurs en eau volumiques par le dispositif de capteurs "sentek"

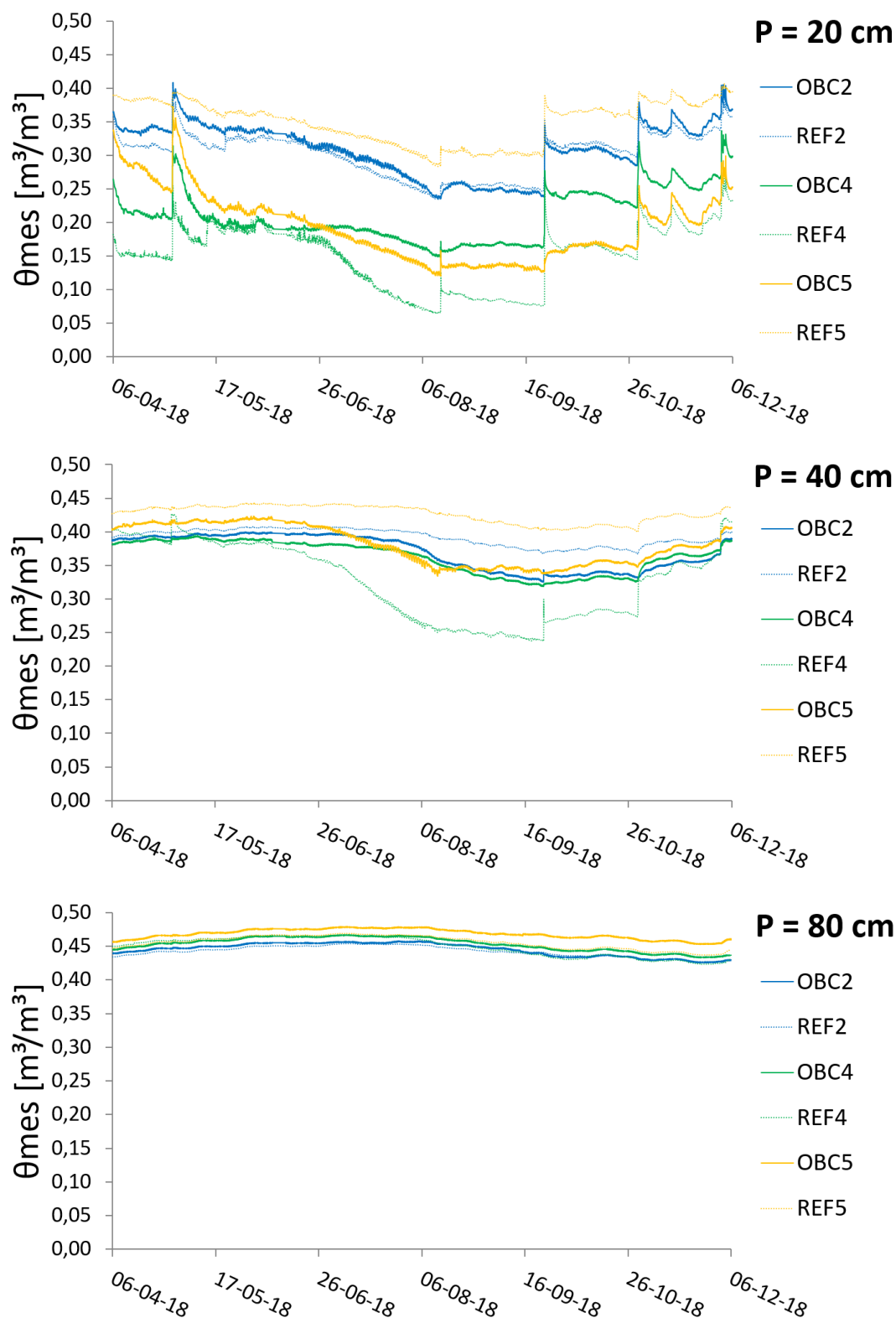


FIGURE Q.1 – Résultats bruts des mesures de teneurs en eau volumique par le dispositif de capteurs "sentek" installés par l'équipe de Gembloux. OBCx et REFx représentent les résultats de mesures respectivement au centre et à distance de l'aire de faulde x.

R Courbes de rétention utilisées pour les modélisations inverse et directe

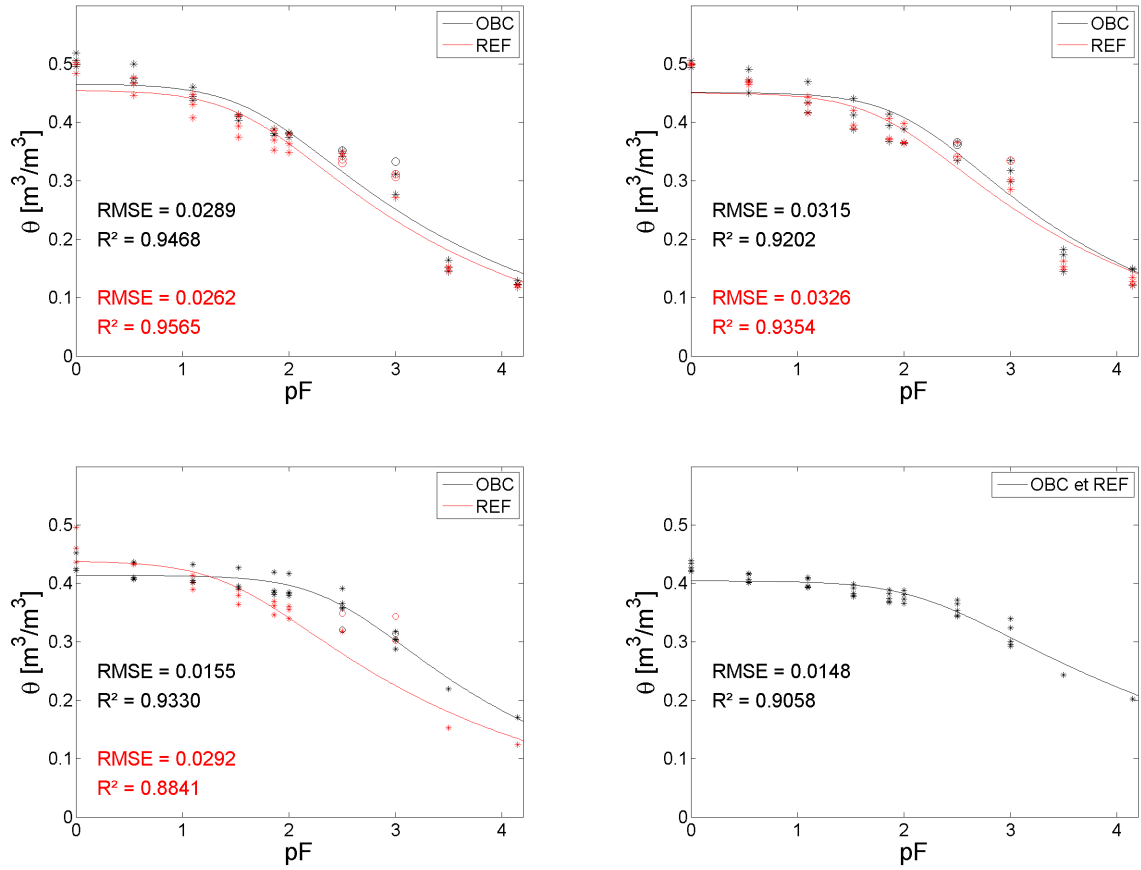


FIGURE R.1 – Courbes de rétention en eau (modèle de Van Genuchten ajusté aux couples teneurs en eau-charges matricielles non éliminés par l'analyse des pentes) utilisées pour la modélisation (a) 0-10 cm (b) 10-20 cm (c) 20-40 cm (d) 40-80 cm. OBC et REF représentent respectivement le centre des aires de faille et le sol adjacent. Les "ronds vides" représentent les couples charges matricielles-teneurs en eau éliminés par la méthodologie d'analyse des pentes et par conséquent, non pris en compte dans l'ajustement du modèle.

S Fonctions de densité des valeurs optimales de conductivité hydraulique à saturation obtenues par modélisation inverse à l'aide de la version MATLAB de DREAM

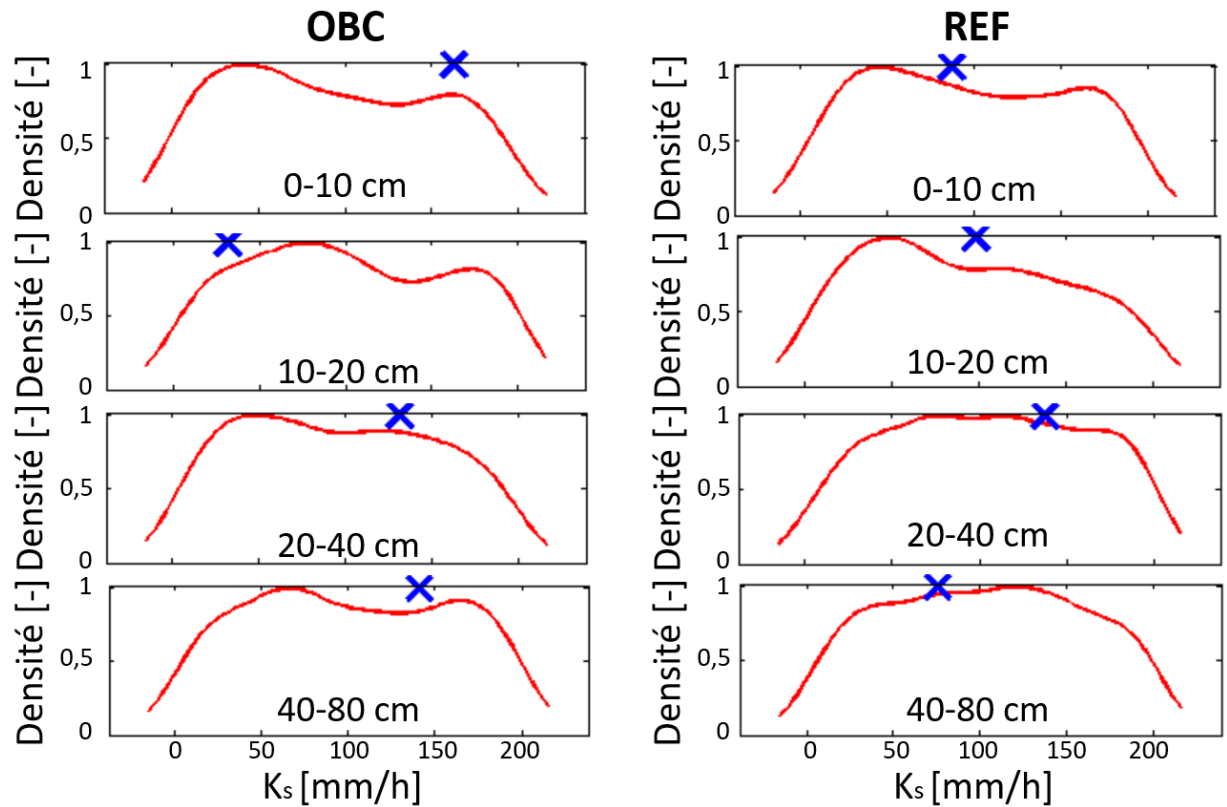


FIGURE S.1 – Fonctions de densité des profils de conductivité hydraulique à saturation obtenues par modélisation inverse à l'aide de la version MATLAB de DREAM (gauche : OBC = centre des aires de faille; droite : REF = sols adjacents aux aires de faille). La croix représente le mode de la distribution.

T Résultats de la simulation d'une précipitation extrême par modélisation directe au centre et à distance des aires de faille

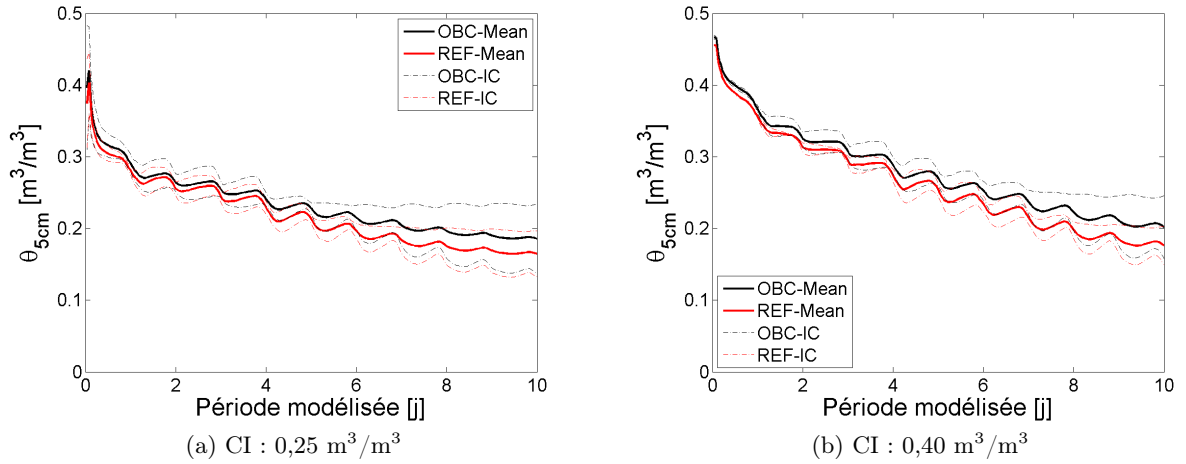


FIGURE T.1 – Évolution des teneurs en eau à 5 cm d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faille sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm) avec un profil de teneurs en eau initial (a) sec (0,25 m³/m³) (b) humide (0,40 m³/m³). IC représentent les intervalles de confiance reprenant 95% des valeurs générées par modélisation directe suite à l'introduction de 500 valeurs de conductivité hydraulique à saturation (incertitude).

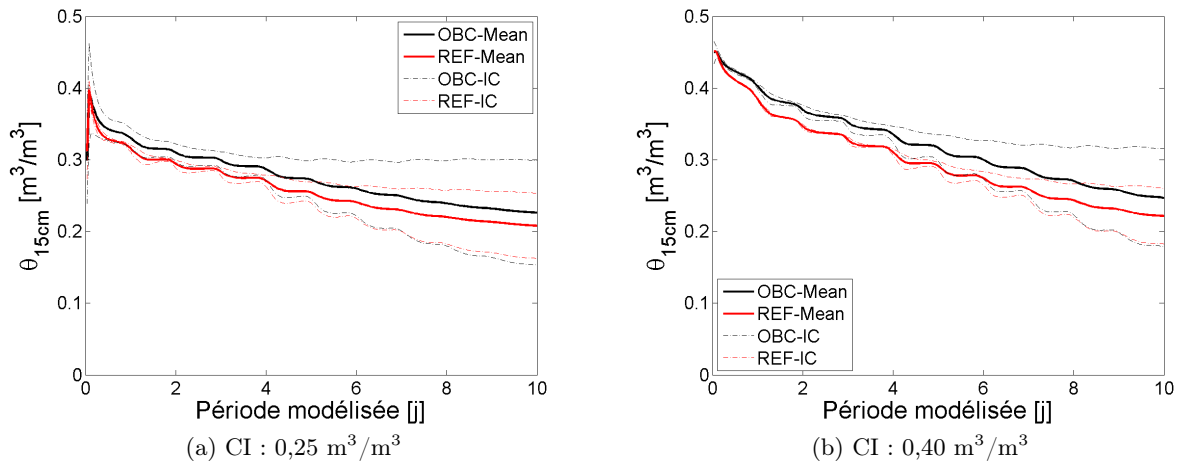


FIGURE T.2 – Évolution des teneurs en eau à 15 cm d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faille sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm) avec un profil de teneurs en eau initial (a) sec (0,25 m³/m³) (b) humide (0,40 m³/m³). IC représentent les intervalles de confiance reprenant 95% des valeurs générées par modélisation directe suite à l'introduction de 500 valeurs de conductivité hydraulique à saturation (incertitude).

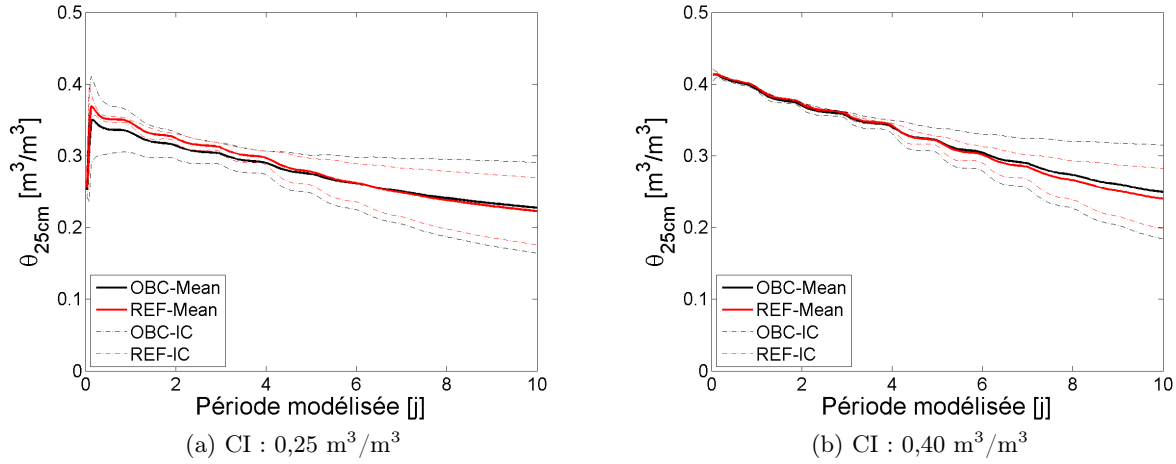


FIGURE T.3 – Évolution des teneurs en eau à 25 cm d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faille sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm) avec un profil de teneurs en eau initial (a) sec (0,25 m³/m³) (b) humide (0,40 m³/m³). IC représentent les intervalles de confiance reprenant 95% des valeurs générées par modélisation directe suite à l'introduction de 500 valeurs de conductivité hydraulique à saturation (incertitude).

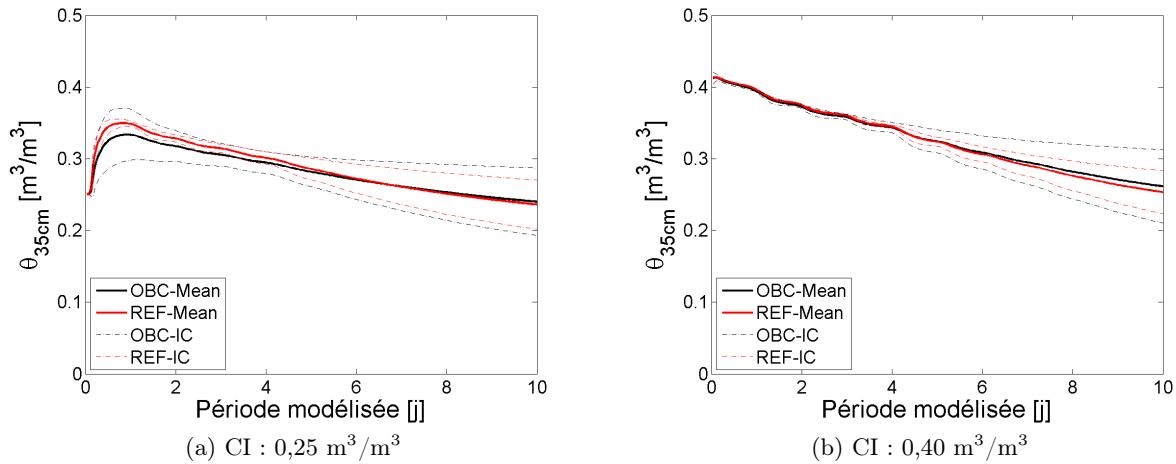


FIGURE T.4 – Évolution des teneurs en eau à 35 cm d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faille sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm) avec un profil de teneurs en eau initial (a) sec (0,25 m³/m³) (b) humide (0,40 m³/m³). IC représentent les intervalles de confiance reprenant 95% des valeurs générées par modélisation directe suite à l'introduction de 500 valeurs de conductivité hydraulique à saturation (incertitude).

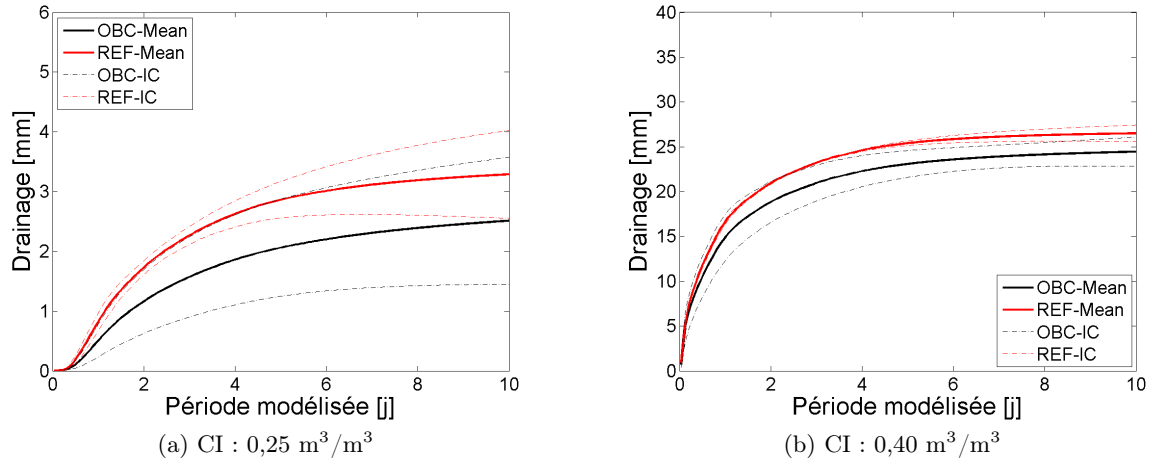


FIGURE T.5 – Évolution du drainage cumulé d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm) avec un profil de teneurs en eau initial (a) sec ($0,25 \text{ m}^3/\text{m}^3$) (b) humide ($0,40 \text{ m}^3/\text{m}^3$). IC représentent les intervalles de confiance reprenant 95% des valeurs générées par modélisation directe suite à l'introduction de 500 valeurs de conductivité hydraulique à saturation (incertitude).

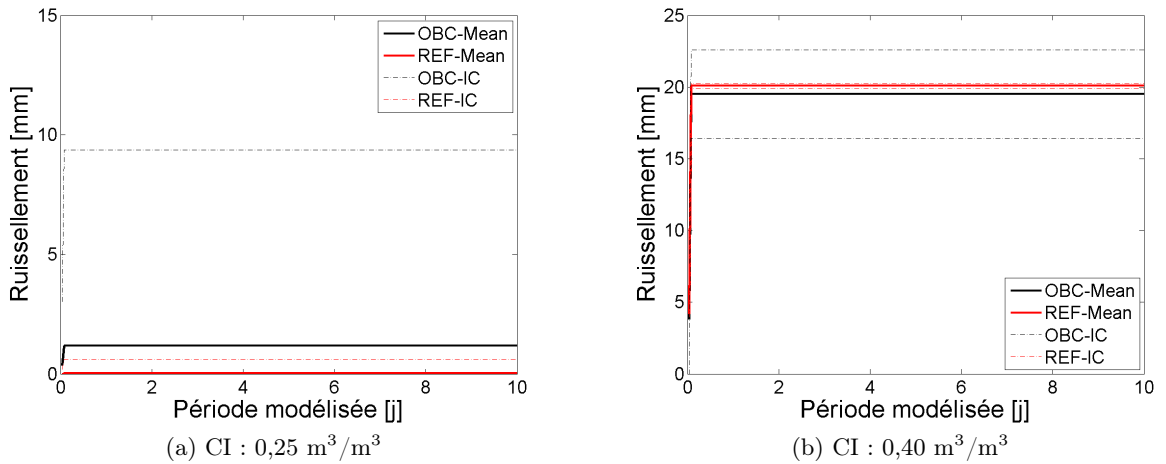


FIGURE T.6 – Évolution du ruissellement cumulé d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faulde sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm) avec un profil de teneurs en eau initial (a) sec ($0,25 \text{ m}^3/\text{m}^3$) (b) humide ($0,40 \text{ m}^3/\text{m}^3$). IC représentent les intervalles de confiance reprenant 95% des valeurs générées par modélisation directe suite à l'introduction de 500 valeurs de conductivité hydraulique à saturation (incertitude).

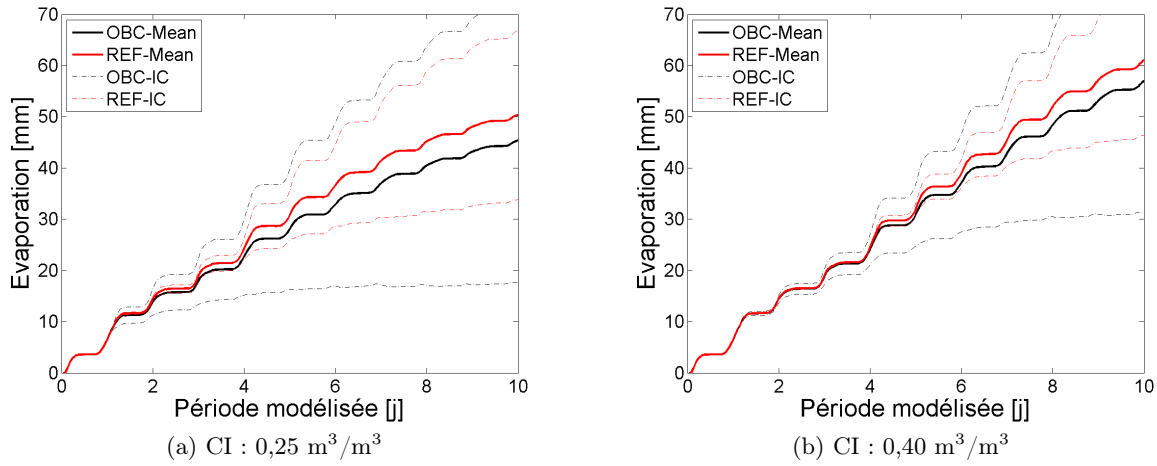


FIGURE T.7 – Évolution de l'évaporation cumulée d'un profil de sol de 40 cm au centre (OBC) et à distance (REF) des aires de faille sur une période de 10 jours suite à la simulation d'une précipitation de 2h et d'un temps de retour de 100 ans (38,51 mm) avec un profil de teneurs en eau initial (a) sec ($0,25 \text{ m}^3/\text{m}^3$) (b) humide ($0,40 \text{ m}^3/\text{m}^3$). IC représentent les intervalles de confiance reprenant 95% des valeurs générées par modélisation directe suite à l'introduction de 500 valeurs de conductivité hydraulique à saturation (incertitude).

Impact à long terme du biochar sur les propriétés physiques et hydrauliques du sol ainsi que sur les flux et stocks d'eau en milieu tempéré

Martin Zanutel

Le dérèglement climatique lié aux émissions de gaz à effets de serres génère des conséquences désastreuses à l'échelle mondiale telles que l'extinction d'espèces. L'incorporation de particules de biochar dans le sol, en raison de sa haute teneur en carbone récalcitrant, constitue une des solutions permettant de séquestrer du carbone et ainsi d'atténuer le réchauffement climatique. De plus, en raison de sa haute porosité intrinsèque et de sa capacité à jouer le rôle d'agent liant (structure), le biochar agit à court terme tel un conditionneur de sol en augmentant les rendements des cultures via une amélioration des propriétés du sol. En revanche, très peu d'études ont été menées à long terme.

C'est dans ce contexte que ce mémoire a été mis en place. L'objectif de ce dernier est d'évaluer l'impact à long terme du biochar sur le comportement physique et hydrodynamique du sol en milieu tempéré. Pour atteindre cet objectif, des échantillonnages (transects et fosses) et dispositifs (capteurs de mesures de teneurs en eau) ont été mis en oeuvre sur une parcelle agricole d'une texture limoneuse présentant des aires de faulde (biochar préindustriel) à Gembloux.

L'analyse des données a montré que le biochar préindustriel permet d'augmenter légèrement la rétention en eau d'un sol pour toute charge matricielle et la réserve en eau utile. D'autre part, la présence de biochar préindustriel conduirait à une diminution de la macroporosité et de la porosité totale compte tenu des mesures de densités réelles et apparentes effectuées. Les mesures de conductivité hydraulique à saturation, les fonctions de pédotransfert et la modélisation inverse opérée n'ont pas permis de mettre en évidence un lien entre cette variable et la teneur en biochar préindustriel. La simulation d'une précipitation intense par modélisation directe a démontré la présence de flux d'eau plus faibles et de stocks d'eau plus élevés au centre des aires de faulde, avec cependant des incertitudes élevées sur les résultats.

Ainsi, les résultats obtenus ne permettent pas de corroborer, ni d'infirmer l'hypothèse d'un effet structurant à long terme et d'une porosité intrinsèque élevée du biochar constatés à court terme dans la littérature scientifique.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN

Faculté des bioingénieurs

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