

Faculté des bioingénieurs

Comment le changement de couverture végétale, après une déforestation, affecte-t-il le carbone, la structure et les propriétés hydrauliques du sol ?

Un cas d'étude à São Francisco Xavier, Etat de São Paulo,
Brésil.

Auteur : DERMAUW Charlotte (30891900)

Promoteurs : JAVAUX Mathieu (UCL) et DE SIMONE BORMA Laura (INPE)

Lecteurs : AGNAN Yannick (UCL) et PONETTE Quentin (UCL)

Année académique 2023-2024

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

Remerciements

Je tiens premièrement à exprimer ma gratitude envers Mathieu Javaux, le promoteur principal de ce mémoire, pour m'avoir introduit ce sujet et m'avoir encouragée à m'y investir pleinement. Je lui suis reconnaissante non seulement pour son soutien constant, mais aussi pour les connaissances précieuses qu'il m'a transmises, ainsi que pour ses nombreux conseils et ses critiques constructives.

Je remercie sincèrement Laura Borma, la co-promotrice de ce mémoire, pour m'avoir accueillie chaleureusement dans son équipe de recherche à l'INPE lors de mon séjour mémoire au Brésil, pour ses précieux conseils, ses critiques constructives, son implication et sa disponibilité tout au long de cette année académique.

J'aimerais également remercier l'ensemble de l'équipe LabEcoh et plus particulièrement Fabio Sakaguchi, Douglas, Breno et Luciana pour m'avoir accueillie chaleureusement, pour l'aide qu'ils m'ont apportée et pour leur gentillesse lors de mon séjour au Brésil.

Je souhaite aussi exprimer ma gratitude envers Basile Delvoie, doctorant à l'UCLouvain, pour avoir partagé ses connaissances de manière pédagogique, avec clarté et précision. Sa disponibilité, ses conseils et son suivi attentif tout au long de la réalisation de ce mémoire ont été d'une grande aide.

Je voudrais remercier ABV-développement pour avoir supporté et financé mon stage mémoire au Brésil, sans lequel ce projet n'aurait pas pu se concrétiser.

Je tiens également à remercier Yannick Agnan et Quentin Ponette pour l'intérêt qu'ils portent à ce mémoire et pour avoir accepté d'être les lecteurs de celui-ci.

Merci à mes parents, à mon frère et à mes proches pour m'avoir soutenue quotidiennement tout au long de ces cinq années d'études.

Finalement, je remercie toutes les autres personnes que je n'aurais pas citées et qui ont participé au bon déroulement de ce mémoire. Leurs conseils ont été d'une aide précieuse pour l'aboutissement de ce travail.

Table des matières

Remerciements.....	I
Table des figures.....	V
Table des tableaux.....	VII
Liste des acronymes	VIII
Introduction.....	1
Contexte	4
1) Situation géographique	4
2) Climat.....	4
3) Ecologie et végétation	5
4) Pédologie et géologie	6
Etat de l'art	7
1) Le carbone organique et inorganique du sol.....	7
2) Les impacts du changement de couverture, après une déforestation, sur le COS	8
3) Caractérisation de la structure du sol et de ses indicateurs	9
4) L'influence du COS sur la structure et les propriétés hydrauliques du sol	12
4.1) Influence du COS sur la structure du sol (et ses indicateurs)	12
4.2) Influence du COS sur les propriétés hydrauliques du sol	13
5) Impact du changement de couverture des sols sur la structure et les propriétés hydrauliques du sol.....	13
5.1) La reforestation	14
5.2) La conversion en prairie	15
Objectifs et hypothèses.....	16
Matériels et méthodes	18
1) Présentation de la zone d'étude.....	18
2) Données météorologiques	19
3) Carbone total, inorganique, organique, labile, non-labile et azote total du sol	20
3.1) Carbone total et azote total	20
3.2) Carbone inorganique	21
3.3) Carbone organique	21
3.4) Carbone labile et non-labile.....	22
4) Propriétés physiques et hydrauliques du sol.....	23
4.1) Echantillonnage.....	23
4.2) Texture	24

4.3) Masse volumique apparente	24
4.4) Porosité totale.....	24
4.5) Densité racinaire	25
4.6) Teneur en eau volumique et potentiel matriciel	25
4.7) Propriétés hydrauliques du sol	26
4.8) Structure	27
5) Analyse de l'impact du carbone sur la structure et sur les propriétés hydrauliques du sol	30
Résultats	32
1) Données mesurées en amont de ce mémoire	32
1.1) Données météorologiques	32
1.2) Texture	32
1.3) Masse volumique apparente.....	34
1.4) Porosité totale	35
1.5) Densité racinaire.....	36
1.6) Conductivités hydrauliques à saturation	36
2) Carbone total, inorganique, organique, labile, non-labile et azote total du sol	38
2.1) Carbone total	38
2.2) Carbone inorganique	38
2.3) Carbone organique	39
2.4) Carbone labile	40
2.5) Carbone non-labile	41
2.6) Azote total et rapport C/N	41
3) Propriétés hydrauliques du sol.....	43
3.1) Courbes de rétention	43
3.2) Courbes de conductivité hydraulique	46
4) Structure.....	46
4.1) Indicateurs de structures	46
4.2) Taux de contribution à l'humidité des pores	48
Discussion	49
1) Propriétés physiques du sol mesurées en amont de ce mémoire	49
1.1) Texture	49
1.2) Masse volumique apparente et porosité totale	49
1.3) Densité racinaire	50

1.4) Conductivités hydrauliques à saturation	51
1.5) Type de sol	51
2) Carbone du sol.....	52
2.1) Carbone total et organique du sol	52
2.2) Impact du changement de couverture, après déforestation, sur le contenu en COS	53
2.3) Carbone labile et non-labile.....	54
2.4) Echantillonnage.....	54
3) Comparaison des courbes de rétention d'eau avec d'autres données de laboratoire.	55
4) Impact du carbone sur la structure et sur les propriétés hydrauliques du sol et impact du changement de couverture sur ces relations	56
5) Perspectives d'améliorations et recommandations	62
Conclusion	63
Références bibliographiques	65
Annexes	73
<i>Annexe 1 : Distribution et étendues des sols au Brésil et nomenclature correspondante en système FAO-WRB.....</i>	<i>73</i>
<i>Annexe 2 : Masse volumique apparente de la matière minérale [g/cm³] en fonction de la fraction de sable et d'argile des sols (Rawls, 1983).</i>	<i>73</i>
<i>Annexe 3 : Droite de calibration de la méthode de mesure du carbone labile.</i>	<i>73</i>
<i>Annexe 4 : Triangle textural (Soil Science Luiz de Queiroz College of Agriculture, s. d.)... </i>	<i>74</i>
<i>Annexe 5 : Unités de mesure HYPROP (HYPROP 2 - METER Group, s. d.) et KSAT (KSAT - METER Group, s. d.).....</i>	<i>74</i>
<i>Annexe 6 : Echantillons de l'analyse granulométrique replacés dans les triangles texturaux (USDA).....</i>	<i>75</i>
<i>Annexe 7 : Paramètres des courbes de conductivité et de rétention optimisés par Labros Soil View Analysis, selon le modèle de Durner (1994).</i>	<i>76</i>
<i>Annexe 8 : Valeurs mesurées par l'instrument WP4C et comparées aux courbes de rétention.</i>	<i>76</i>
<i>Annexe 9 : p-valeurs associées aux coefficients de corrélations entre le carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure.</i>	<i>77</i>
<i>Annexe 10 : Représentations graphiques des régressions linéaires entre le COS et les indicateurs de structure, selon la tendance générale (bleu), les profondeurs et les parcelles.</i>	<i>78</i>

Table des figures

Figure 1: Extension d'origine et vestiges contemporains de la Forêt Atlantique brésilienne (Charter, 2015).....	2
Figure 2: Carte du Brésil illustrant l'étendue du biome de la Forêt Atlantique (vert), l'Etat de São Paulo (gris clair), la ville de São José dos Campos (rouge) et la zone d'étude près de São Francisco Xavier (jaune) (Delvoie et al., 2023).	4
Figure 3: Graphique des anomalies des températures à São Paulo entre 1979 et 2023 (Climate Change São Paulo, s. d.).....	5
Figure 4: Types de couvert végétaux de l'Etat de São Paulo, Brésil (Delvoie et al., 2023).....	5
Figure 5: Carte pédologique de l'Etat de São Paulo (Delvoie et al., 2023).	6
Figure 6: Hypothèses des gradients de la teneur en carbone des sols (jaune), de la végétation (vert), et du niveau de la nappe d'eau (bleu). Illustration de la couverture végétale actuelle des quatre parcelles d'étude, situées aux abords de São Francisco Xavier, Etat de São Paulo, Brésil.	17
Figure 7: Situation géographique de la station expérimentale échohydrologique de São Francisco Xavier, vue satellite avec la répartition des quatre parcelles et illustrations de leurs couvertures végétales respectives.	19
Figure 8: Station météorologique, São Francisco Xavier.....	19
Figure 9: Illustration de 16 échantillons de sol dans leurs anneaux d'échantillonnages, pour les zones reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA).	20
Figure 10: Analyseur élémentaire et ses composantes (MOCA - Mineral & Organic Chemical Analysis, s. d.).	21
Figure 11: Taux de contribution à l'humidité en fonction du logarithme en base 10 du diamètre des pores.	30
Figure 12: Graphique des précipitations mensuelles cumulées (bleu) et des températures mensuelles maximales, minimales et moyennes mesurées à la station météorologique de l'INPE à São Francisco Xavier entre janvier 2019 et janvier 2022.	32
Figure 13: Résultats de l'analyse texturale effectuée par l'IAC sur les échantillons des zones reforestées il y a plus de 40 ans (R40) et il y a plus de 10 ans (R10), de la prairie (P) et de la zone abandonnée (CA). La teneur en argile (rouge), la teneur en limon (orange) et la teneur en sable (jaune) y sont représentées.	34
Figure 14: Masses volumiques apparentes des zones reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), de la prairie (P) et de la zone à l'abandon (CA). Les masses volumiques apparentes correspondent aux moyennes calculées sur base des résultats des laboratoires IAC et LabEcoh. Les écarts types représentent la différence entre les résultats des deux laboratoires.	35
Figure 15: Porosités totales des zones reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), de la prairie (P) et de la zone à l'abandon (CA). Les porosités totales sont calculées sur base des moyennes des masses volumiques apparentes mesurées par les laboratoires IAC et LabEcoh. Les écarts types représentent la différence entre les résultats des deux laboratoires.	35
Figure 16: Profils verticaux des densités de racines fines (<2mm), exprimées par rapport au volume de sol, mesurées sur les zones reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les barres d'erreurs représentent les écarts types calculés sur base des triplicats.	36
Figure 17: Conductivités hydrauliques à saturation mesurées avec l'instrument KSAT par LabEcoh pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10). La moyenne des triplicats et les écarts types associés sont affichés.	37
Figure 18: Moyennes des teneurs massiques en carbone total mesurées par MOCA à l'aide de l'analyseur élémentaire pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). La moyenne et les écarts types sont calculés sur base de duplicats.	38
Figure 19: Teneurs massiques en carbone inorganique mesurées par MOCA à l'aide de la norme AFNOR 16375 (2013) pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA).....	39
Figure 20: Teneurs massiques en carbone organique calculées sur base de la différence entre les teneurs en carbone total et en carbone inorganique mesurées par MOCA, pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les écarts types sont calculés sur base des incertitudes des mesures de carbone total.....	40
Figure 21: Teneurs massiques en carbone organique mesurées avec la méthode du four à calcination, pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les écarts types sont calculés sur base des triplicats.	40

Figure 22: Moyennes des teneurs massiques en carbone labile mesurées avec la méthode du carbone oxydable au permanganate (POXC), pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les écarts types sont calculés sur base des duplicats.	41
Figure 23: Teneurs massiques en carbone non-labile calculées sur base des différences entre les moyennes du carbone total, les moyennes de carbone labile et les mesures de carbone inorganique, toutes réalisées par MOCA, pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA).	41
Figure 24: Moyennes des teneurs en azote total mesurées par MOCA à l'aide de l'analyseur élémentaire pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). La moyenne et les écarts types sont calculés sur base de duplicats.	42
Figure 25: Rapports des teneurs massiques en carbone total (%sol sec) et des teneurs massiques en azote total (%sol sec), mesurées par MOCA à l'aide de l'analyseur élémentaire pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA).	42
Figure 26: Courbes de rétention d'eau optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994), pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA).	44
Figure 27: Comparaison des courbes de rétention d'eau optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994), pour la prairie (P=lignes continues) et la zone abandonnée (CA=lignes pointillées).	44
Figure 28: Comparaison des courbes de rétention d'eau optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994), pour la prairie (P=lignes continues) et la zone reforestée depuis 10 ans (R10=lignes pointillées).	45
Figure 29: Comparaison des courbes de rétention d'eau optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994), pour la zone reforestée depuis 40 ans (R40=lignes continues) et la zone abandonnée (CA=lignes pointillées).	45
Figure 30: Courbes de conductivité hydraulique optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994), pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les conductivités hydrauliques à saturation (K_s) sont mesurées par l'instrument KSAT pour les parcelles R40 et R10. Les moyennes des triplicats ont été entrées dans le logiciel manuellement. Les K_s de P et de CA sont optimisées par le logiciel.	46
Figure 31: Taux de contribution à l'humidité des diamètres des pores, calculés sur base des courbes de rétention et de la loi de Jurin-Laplace (1717), pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). La ligne pointillée noire marque la limite entre les pores inférieurs aux micropores (<5 μm) et les micropores eux-mêmes.	48
Figure 32: Comparaison entre les résultats des teneurs massiques en carbone organique du sol (COS) issus de deux méthodes, pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). La méthode directe est la méthode du four à calcination et la méthode indirecte est la différence entre le carbone total et le carbone inorganique, tous deux mesurés par MOCA.	53
Figure 33: Comparaison des courbes de rétention d'eau LabEcoh (lignes continues) et ESALQ (points), pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les courbes LabEcoh ont été optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994). Les points ESALQ ont été mesurés à l'aide de la méthode des coupelles poreuses (Haines/Buchner) pour les faibles potentiels et la méthode des casseroles à pression (presse de Richards) pour les potentiels plus élevés.	56

Table des tableaux

<i>Tableau 1: Indicateurs physiques, chimiques et biologiques de structure, adapté de (Rabot et al., 2018).</i>	11
<i>Tableau 2: Résumé des caractéristiques des quatre parcelles de la station expérimentale écohydrologique de São Francisco Xavier.</i>	18
<i>Tableau 3: Exemple de table de corrélation qui regroupera l'ensemble des coefficients de corrélations calculés entre les teneurs massiques en carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure pour la tendance générale (bleu), les parcelles de la zone reforestée depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), de la prairie (P), de la zone à l'abandon (CA) et les profondeurs de 10 (gris), 20 (brun), 30 (mauve) et 50 (orange) [cm].</i>	31
<i>Tableau 4: Classes texturales issues de l'analyse granulométrique effectuée par l'IAC et définies sur base du triangle USDA. Critère limon/argile calculé en divisant la teneur en limon (%) par la teneur en argile (%), des zones reforestées il y a plus de 40 ans (R40) et il y a plus de 10 ans (R10), de la prairie (P) et de la zone abandonnée (CA).</i>	33
<i>Tableau 5: Conductivités hydrauliques à saturation mesurées avec l'instrument KSAT par LabEcoh sur d'autres échantillons pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10) et la prairie (P). La moyenne des triplicats et les écarts types associés sont affichés.</i>	37
<i>Tableau 6: Valeurs issues des courbes de rétention et de conductivité pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Avec les paramètres de Durner liés à la distribution de la taille des pores (n_1 et n_2), la teneur en eau à saturation (θ_s), la teneur en eau à pF0 ($\theta(pF0)$), $\theta(pF1)$, $\theta(pF2)$, $\theta(pF3)$, $\theta(pF4)$, la teneur en eau à la capacité au champ (θ_{CAC}), la teneur en eau au point de flétrissement permanent (θ_{PFP}), la teneur en eau résiduelle (θ_r), la conductivité hydraulique à saturation (K_s), la conductivité hydraulique à pF0 ($K(pF0)$), $K(pF1)$, $K(pF2)$, $K(pF3)$ et $K(pF4)$.</i>	47
<i>Tableau 7: Comparaison de la porosité totale et de la teneur en eau à saturation (θ_s) pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). La porosité totale est déduite de la masse volumique apparente moyenne entre les mesures des laboratoires IAC et LabEcoh. La teneur en eau à saturation est issue des courbes de rétention d'eau.</i>	50
<i>Tableau 8: Coefficients de corrélation entre le carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure pour la tendance générale (bleu), les profondeurs de 10 (gris), 20 (brun), 30 (mauve) et 50 (orange) [cm]. Les valeurs en noir, sont les valeurs dont la corrélation est significative (p-valeur$<0,05$ en gras, $0,05<p$-valeur$<0,1$ pas en gras).</i>	59
<i>Tableau 9: coefficients de corrélation entre le carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure pour la tendance générale (bleu), R40 (vert foncé), R10 (vert clair), CA (brun) et P (jaune). Les valeurs en noir, sont les valeurs dont la corrélation est significative (p-valeur$<0,05$ en gras, $0,05<p$-valeur$<0,1$ pas en gras). R40 est une zone reforestée depuis 40 ans, R10 est une zone reforestée depuis 10 ans, CA est une zone à l'abandon et P est une prairie.</i>	61

Liste des acronymes

CA : Zone à l'abandon

CDA : Capacité de l'air

CEC : Capacité d'échange cationique

CIS : Carbone inorganique du sol

COS : Carbone organique du sol

EMBRAPA : Société brésilienne de recherche agricole (du portugais, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária)

FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (de l'anglais, Food and Agriculture Organization of the United Nations)

IAC : Institut Agronomique de Campinas

IBGE : Institut brésilien de géographie et de statistique

INMET : Institut national de météorologie

INPE : Institut National de recherches spatiales brésiliens (du portugais, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais)

LabEcoh : Laboratoire d'Écohydrologie Isotopique

MOCA : Laboratoire d'analyse chimique et organique (de l'anglais, Mineral and Organic chemical analysis)

MOS : matière organique du sol

P : Prairie

R10 : Zone reforestée depuis 10 ans (jeune forêt)

R40 : Zone reforestée depuis 40 ans (vieille forêt)

REU : Réserve en eau utile

SEs : Services écosystémiques

SSS : Stabilité structurale du sol

USDA : Département de l'agriculture des Etats-Unis (de l'anglais US Department of agriculture)

VESS : Evaluations visuelles de la structure du sol

WRB : Base de référence mondiale pour les ressources en sols (de l'anglais World Reference Base)

ϵ : Porosité totale

ρ_a : Masse volumique apparente du sol

K_a : Conductivité hydraulique

K_s : Conductivité hydraulique à saturation

θ_s : Teneur en eau à saturation

θ_{CAC} : Teneur en eau à la capacité au champ

θ_{PPF} : Teneur en eau au point de flétrissement permanent

θ_r : Teneur en eau résiduelle

Introduction

La Mata Atlântica (Forêt Atlantique) est une forêt tropicale humide longeant la côte orientale brésilienne. Elle est bordée à l'est par l'océan Atlantique et s'étend jusqu'en Argentine et au Paraguay. Elle est traversée par deux grands fleuves : le Rio São Francisco au nord-ouest et le Rio Paraná au sud-ouest. Elle abrite les grandes villes de São Paulo, Rio de Janeiro, Porto Alegre et Salvador. Le biome de la Forêt Atlantique compte parmi les réservoirs de biodiversité les plus importants de la planète. Il abrite près de huit pourcents de la biodiversité mondiale avec une grande variété d'écosystèmes tels que de larges forêts tropicales humides de plaines et de montagnes, des mangroves, des savanes et des forêts sèches (Borma et al., 2022). De nombreuses espèces animales emblématiques y trouvent refuge. Citons par exemple le toucan, le paresseux, le jaguar, l'ara bleu, etc. De plus, de nouvelles espèces y sont découvertes en permanence. La végétation est dense et luxuriante, on estime à 20 000 le nombre d'espèces végétales différentes dont 8000 espèces endémiques. Ce taux d'endémisme élevé (40%) s'explique en raison de la séparation de la Forêt Atlantique avec les autres zones boisées d'Amérique du Sud (Zwiener et al., 2021). La forêt produit également de nombreux services écosystémiques (SEs) de régulation, d'approvisionnement et de loisirs. Les SEs de régulation englobent la régulation du climat, de l'eau, des sols, de l'air, des catastrophes naturelles et des maladies. Les SEs d'approvisionnement, sont les biens que les populations tirent des écosystèmes comme les matières premières, la nourriture, l'énergie, l'eau potable et les médicaments. Enfin, les SEs culturels sont les avantages non matériels tels que les loisirs, la santé physique et mentale, le tourisme et l'éducation (Borma et al., 2022; Díaz et al., 2018).

Paradoxalement, bien que la Forêt Atlantique soit l'une des réserves de biodiversité les plus importantes au monde et qu'elle fournisse un grand nombre de services écosystémiques, elle est également l'une des forêts les plus menacées. En effet, entre 11 et 26% de la forêt originelle demeure intacte (figure 1). Au cours des 500 dernières années, la pression anthropique n'a fait qu'augmenter. L'exploitation forestière, le développement des villes, la conversion pour l'agriculture, les plantations et l'élevage ont eu comme conséquences une déforestation massive et un déclin de la surface de la forêt. Sa superficie est passée de 1 300 000 [km²] à environ 150 000 [km²] (Borma et al., 2022; Rodrigues et al., 2009). L'exploitation est liée à des intérêts économiques. En effet, si l'on se concentre sur l'écorégion de la Forêt Atlantique, celle-ci compte à elle seule, environ 150 millions d'habitants et produit 70% du PIB brésilien. Cela signifie que l'influence économique de la Forêt Atlantique brésilienne est considérable. La question de son exploitation versus sa protection est un enjeu économique et environnemental complexe. Ainsi, l'exploitation de la Forêt Atlantique a des implications économiques à l'échelle nationale et internationale (Daugeard & Cunha, 2023).

Outre la réduction des SEs fournis par la Forêt Atlantique, les changements d'affectation des sols dans les tropiques sont responsables de 12 à 20 % des émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique (AR6 Synthesis Report, s. d.). Ils constituent la deuxième source

d'émission de gaz à effet de serre d'origine humaine, principalement en raison de la déforestation dans les régions tropicales et subtropicales (Don et al., 2011). La destruction des forêts primaires, par la déforestation et les feux de forêts, entraîne une perte rapide de carbone dans la biomasse, qui s'accompagne d'une perte de carbone dans les sols. En effet, le changement d'affectation des sols réduit la capacité des sols à stocker le carbone et augmente leur participation au réchauffement climatique, à la suite de la libération du CO₂ et du carbone organique dans l'atmosphère (Naylor et al., 2020). De plus, la déforestation, modifie également l'équilibre hydrique des sols. Elle engendre une augmentation du ruissellement, une diminution de l'interception des pluies et de l'évapotranspiration. Plusieurs études démontrent qu'un déclin de la couverture végétale d'une région peut altérer le régime des précipitations de cette région à cause de la diminution de l'évapotranspiration (Moutinho, 2012). D'autres propriétés du sol sont impactées par les changements d'affectation du sol, notamment la structure, la masse volumique apparente, la porosité totale et la capacité de rétention d'eau (Korkanç, 2014).



Figure 1: Extension d'origine et vestiges contemporains de la Forêt Atlantique brésilienne (Charter, 2015).

Par ailleurs, afin de restaurer les services écosystémiques garantis par la Forêt Atlantique et d'atténuer le changement climatique, des programmes de reforestation sont mis au point par divers acteurs (Rodrigues et al., 2009). En effet, les bénéfices de la reforestation sont nombreux. C'est un moyen d'augmenter le stockage de carbone, de réduire l'érosion hydrique, de réduire les pertes de nutriments et d'améliorer les propriétés du sol telle que la structure. Cependant, la reforestation présente aussi des désavantages. Les arbres replantés combinent généralement une augmentation de la productivité et de la biomasse avec une augmentation de la transpiration annuelle et de l'interception des pluies, en particulier pour les espèces à feuilles persistantes qui sont en majorité dans les forêts tropicales. De nombreuses études démontrent qu'une réduction du ruissellement et du niveau des eaux souterraines sont attendus à la suite du reboisement d'une parcelle. La possibilité que la reforestation provoque ou intensifie les pénuries d'eau dans certains endroits est un facteur qui devrait être explicitement pris en compte dans les programmes de reforestation (Farley et al., 2005; Jackson et al., 2006; Rodrigues et al., 2009).

La "Division des Impacts, Adaptations et Vulnérabilités" de l'Institut national de recherches spatiales brésilien (INPE), intervient pour réduire la déforestation et elle étudie les enjeux et impacts de la reforestation. Grâce à son système de surveillance satellite qui couvre l'entièreté de la région, elle intervient dans la prévention de la déforestation. De plus, le Laboratoire d'Écohydrologie Isotopique (LabEcoh), dirigé par Laura Borma, co-promotrice de ce mémoire, étudie les interactions entre la végétation et le sol. Le laboratoire dispose de plusieurs stations écohydrologiques expérimentales, dont une située à la frontière entre les États de São Paulo et de Minas Gerais, en périphérie du village de São Francisco Xavier et à une altitude d'environ 1100 mètres. Cette zone d'étude comprend plusieurs parcelles avec des couvertures végétales différentes (une zone déforestée, une prairie et deux zones reforestées). Les propriétés de ces parcelles seront détaillées prochainement dans la section « Matériels et méthodes » et elles constituent la zone d'étude de ce mémoire.

La problématique qui sera abordée dans ce mémoire s'inscrit dans ce contexte et se focalise plus précisément sur les liens entre le carbone, la structure et les propriétés hydrauliques des sols de la Forêt Atlantique et ce en comparant quatre parcelles présentant différentes couvertures végétales.

Contexte

1) Situation géographique

L'étendue du biome de la Forêt Atlantique est illustrée sur la figure 2. La zone d'étude (jaune) est située dans l'Etat de São Paulo, à la frontière de l'Etat du Minas Gerais et plus précisément dans la commune de São José dos Campos, en périphérie du village de São Francisco Xavier.

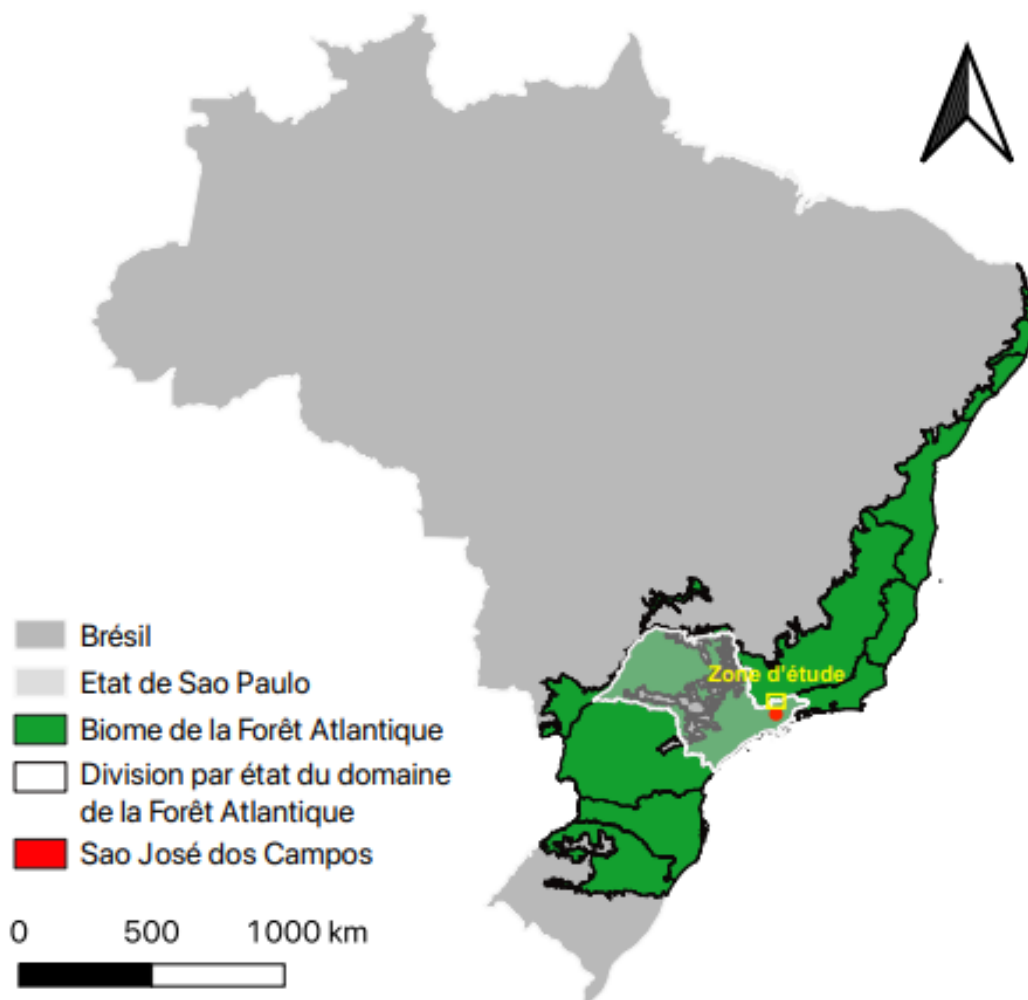


Figure 2: Carte du Brésil illustrant l'étendue du biome de la Forêt Atlantique (vert), l'Etat de São Paulo (gris clair), la ville de São José dos Campos (rouge) et la zone d'étude près de São Francisco Xavier (jaune) (Delvoie et al., 2023).

2) Climat

L'Etat de São Paulo est caractérisé par un climat subtropical humide avec une saison humide d'octobre à avril et une saison sèche de mai à septembre. Selon l'Institut national de météorologie (INMET), la température moyenne annuelle mesurée entre 1991 et 2020 était de 20,4 [°C]. Les précipitations annuelles moyennes sont égales à 1658 [mm/an] (Instituto Nacional de Meteorologia - INMET, s. d.). Cependant, ces moyennes vont certainement évoluer à cause du réchauffement planétaire. En effet, depuis plusieurs années, une augmentation des températures est constatée à São Paulo. La figure 3 illustre les anomalies de températures mensuelles mesurées depuis 1979 jusqu'à 2023. La température moyenne a

été calculée sur une durée de 30 [ans], entre 1980 et 2010. Chaque anomalie indique de combien de degrés le mois a été plus chaud (en rouge) ou plus froid (en bleu) que la moyenne climatique. On constate dès lors une augmentation des mois plus chauds au cours du temps, ce qui prouve le réchauffement planétaire associé au changement climatique (Climate Change São Paulo, s. d.). Ce réchauffement global met en péril l'équilibre des écosystèmes.

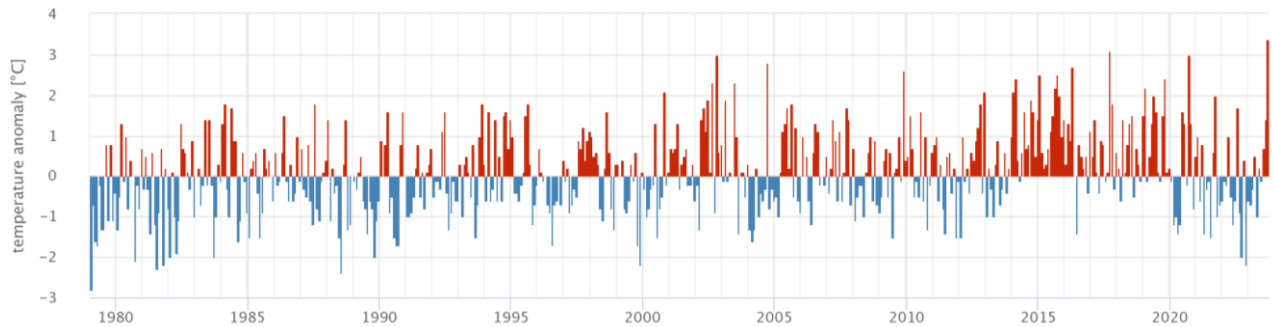


Figure 3: Graphique des anomalies des températures à São Paulo entre 1979 et 2023 (Climate Change São Paulo, s. d.).

3) Ecologie et végétation

La figure 4 illustre les types de couverts végétaux présents dans l'Etat de São Paulo et ces données ont été publiées par l'institut brésilien de géographie et de statistique (IBGE) (1992), qui reprend la classification proposée par Veloso et al. (1991). La zone de tension écologique (rouge) englobe les terres agricoles, les zones de plantations, les étendues d'élevage et les zones urbaines. L'étendue de la zone de tension écologique est conséquente, elle recouvre près de 30% de la superficie de l'Etat. La biodiversité et les écosystèmes y sont grandement menacés. Le reste du territoire de l'Etat de São Paulo est recouvert de forêts (37%) et de savanes (26%). La zone d'étude (mauve) possède un couvert forestier de type ombrophile dense et à feuilles persistantes. La végétation s'y développe toute l'année dans des conditions humides, propices à la formation de brouillards, de pluies et de brumes (IBGE, 1992).

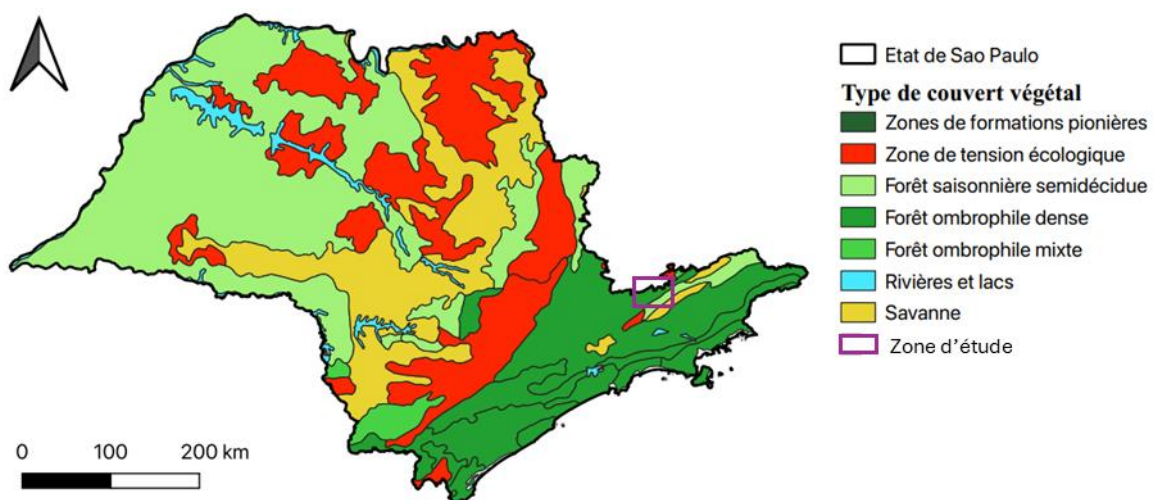


Figure 4: Types de couvert végétaux de l'Etat de São Paulo, Brésil (Delvoie et al., 2023).

4) Pédologie et géologie

Le territoire de l'État de São Paulo repose sur le bouclier précambrien, qui est une région géologique très stable, composée de roches très anciennes, datant entre 570 millions et plusieurs milliards d'années (Wambeke, 1992). Cette région offre une diversité géologique remarquable, qui se distingue par la présence d'une variété de roches telles que le granite, le schiste, la phyllite et le gneiss (Pinheiro et al., 2017).

La figure 5 illustre les informations pédologiques de l'Etat de São Paulo, selon le système de classification mondial (WRB, de l'anglais World Reference Base) de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, de l'anglais Food and Agriculture Organization of the United Nations). Ces informations pédologiques ont été traduites de leurs équivalents brésiliens initiaux (annexe 1) (Delvoie et al., 2023; International - Portal Embrapa, s. d.). Selon la classification WRB, la zone d'étude repose sur un ferralsol rouge-jaune. C'est un sol typique des régions tropicales humides qui se forme dans des conditions climatiques avec des températures et des précipitations élevées. Ces deux variables entraînent une altération intense qui forme un sol profondément lessivé et altéré (Ferralsol, s. d.). La kaolinite est le minéral argileux principal des ferralsols. C'est une argile à faible activité dont la capacité d'échange cationique est de l'ordre de 16 [cmol_c/kg d'argile]. Les ferralsols possèdent un horizon ferrique formé grâce à l'accumulation d'oxydes de fer et d'aluminium. La couleur de cet horizon peut varier en fonction des conditions de drainage, il est rouge dans des conditions de drainage favorables et jaune dans des conditions moins favorables. C'est la raison pour laquelle ces sols sont appelés ferralsols rouge-jaune. Au pH du sol, la kaolinite est chargée négativement et les oxydes de fer sont chargés positivement, cela va entraîner la formation de micro-agrégats très solides et stables qui permettront au sol de résister à l'érosion. En résumé, malgré une morphologie accueillante et de bonnes propriétés physiques, les ferralsols font partie de systèmes pédologiques associés à des horizons pauvres chimiquement et lessivés (Ruellan, 2010).

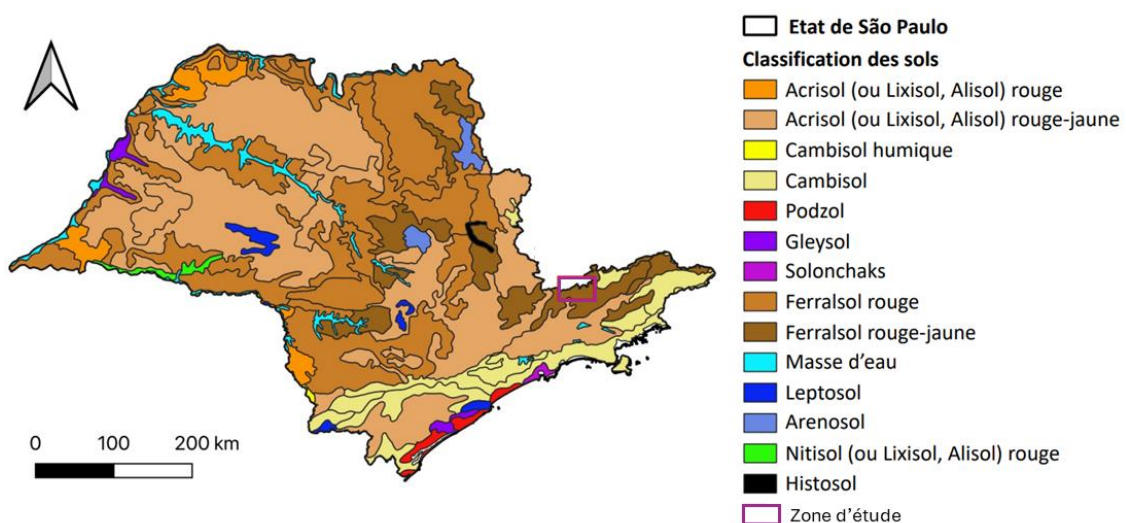


Figure 5: Carte pédologique de l'Etat de São Paulo (Delvoie et al., 2023).

Etat de l'art

1) Le carbone organique et inorganique du sol

Les sols possèdent un rôle essentiel dans le cycle global du carbone. Le réservoir de carbone de la pédosphère est le quatrième plus grand stock sur Terre, il est environ six fois supérieur au réservoir de la biosphère. Le carbone du sol se retrouve naturellement sous deux formes : le carbone organique du sol (COS) et le carbone inorganique du sol (CIS) (Sanchez, 2019a).

Ce mémoire se focalise sur les flux de COS entre la pédosphère et la biosphère. Le carbone organique pénètre dans le sol principalement via les végétaux et les organismes vivants. Au cours de la photosynthèse, les végétaux utilisent le CO_2 atmosphérique, l'eau et la lumière pour synthétiser du carbone organique. Ce carbone organique pénètre dans le sol par plusieurs biais dont les exsudats racinaires, le renouvellement des racines et le dépôt des matières végétales aériennes. Ensuite, sous l'action de la macrofaune et des microorganismes, les tissus végétaux aériens sont fragmentés et décomposés en COS (Rice et al., 2022).

Selon leurs disponibilités et leurs vitesses de renouvellement, deux compartiments de COS se distinguent : le carbone labile, relativement disponible avec un temps de renouvellement entre un [jour] et 10 [ans] et le carbone stable, relativement inerte avec un temps de renouvellement entre 10 et 1000 [ans]. La minéralisation du carbone labile libère lentement des nutriments dans la solution du sol, elle contrôle la fertilité des sols et la croissance des plantes. Le carbone stable est responsable de la structure du sol, il donne lieu à la formation d'agrégats, de liens, de micropores et de macropores. Cela permet de limiter l'érosion, de filtrer l'eau afin d'éviter la pollution des nappes aquifères et d'assurer la capacité de rétention d'eau et l'échange des cations (Sanchez, 2019a). Auparavant, il régnait une confusion entre les scientifiques sur les rôles du COS dans le sol. En effet, d'une part, le COS doit se décomposer afin de fournir les nutriments biodisponibles pour les plantes et d'autre part, il est important qu'il reste stable afin de maintenir les bonnes propriétés des sols telles que la structure, la rétention en eau et en nutriments. Ce paradoxe est dès lors résolu car nous savons que ces deux fonctions écosystémiques sont assurées par des réservoirs de COS différents, le COS labile et le COS stable (Sanchez, 2019a).

Le COS représente en moyenne 79% du réservoir de carbone de la pédosphère et la majeure partie est présente dans les horizons supérieurs du sol, soit au-dessus de 30 [cm]. En effet, c'est à la surface que l'activité biologique est la plus intense. Les sols contiennent du carbone en dessous de cette profondeur, mais il est généralement de nature inorganique (Franzluebbers, 2021). Le CIS est associé à des composés qui ne sont pas issus des organismes vivants. Il est produit soit par l'altération du matériau d'origine, soit par la réaction des minéraux du sol avec le CO_2 atmosphérique (Lal, 2007). Le CIS est présent dans le sol au travers de l'équilibre des carbonates. Les ions carbonates (CO_3^{2-}) et bicarbonates (HCO_3^-) peuvent exister sous forme libre dans la solution du sol ou être immobilisés dans des minéraux tels que la calcite (CaCO_3) (Zamanian et al., 2021).

Nous avons expliqué ci-dessus que le cycle du carbone organique dans les sols est un système de recyclage complexe. Cependant, plusieurs facteurs exercent une influence sur ce cycle. Le climat joue un rôle prépondérant dans la régulation des niveaux de COS. En influençant la disponibilité en eau et la température, il impacte directement la productivité des plantes ainsi que l'activité microbienne (Le rôle des sols dans l'atténuation du changement climatique - Carbone organique du sol - une richesse invisible - Ressources on Climate Change, s. d.). La topographie influe sur les niveaux de COS en raison de ses effets sur les processus d'érosion et de dépôt mais également sur le microclimat. Les pentes douces présentent généralement des teneurs en carbone organique plus élevées que les pentes fortes en raison d'une érosion moindre et de dépôts plus importants. Le matériau parental joue également un rôle sur les niveaux de COS par son effet sur la texture, la minéralogie et le pH. La quantité et le type d'argile dans les sols influencent également la capacité du sol à adsorber les composés de carbone sur les surfaces argileuses et à former des agrégats stables, ce qui contribue à la protection et à la stabilisation du carbone organique du sol (Soil Carbon Storage | Learn Science at Scitable, s. d.). Finalement, les activités humaines, telles que les changements d'occupation du sol, affectent également le COS.

2) Les impacts du changement de couverture, après une déforestation, sur le COS

La destruction des forêts primaires, par la déforestation et les feux de forêts, entraîne une perte rapide de carbone dans la biomasse, qui s'accompagne d'une perte de COS. En effet, le changement de couverture des sols réduit la capacité des sols à stocker le carbone (Naylor et al., 2020). Globalement, la conversion d'écosystèmes naturels en écosystèmes agricoles entraîne une diminution de 20 à 59% du COS (Birch-Thomsen et al., 2007; Kopittke et al., 2017; Wainkwa Chia et al., 2017). Une méta-analyse mondiale, écrite en 2011, basée sur 385 études et qui porte sur les changements de couverture des terres dans les tropiques a révélé des variations significatives des stocks de COS. Les pertes de COS ont été observées lors de la conversion des forêts primaires en prairies (-12%), en terres cultivées (-25%) et en cultures pérennes (-30%). De plus, les forêts secondaires ont stocké moins de COS que les forêts primaires (-9%), soulignant ainsi l'importance cruciale des forêts primaires dans le stockage du carbone. En revanche, les pertes de COS sont partiellement réversibles, notamment lorsque les terres agricoles sont converties en prairies (+26%) ou reboisées (+29%) (Don et al., 2011). La reforestation des terres agricoles est une approche efficace pour séquestrer le COS dans les écosystèmes en raison d'une perturbation moindre, d'un apport plus important de matières organiques et d'une décomposition plus faible (Guo & Gifford, 2002).

Une autre étude, réalisée par Bieluczyk et al. (2023), s'intéresse aux liens entre les propriétés de la matière organique du sol et le stockage du carbone en surface et en profondeur dans le cadre de la restauration de la Forêt Atlantique, a montré des résultats similaires. En effet, la forêt primaire présentait les teneurs en COS les plus élevées, suivie par la forêt restaurée il y a 15 [ans], puis celle restaurée il y a huit [ans] et les pâturages. Les teneurs en COS étant inférieures d'au moins 20% dans les forêts restaurées et les pâturages en comparaison avec la

forêt primaire. La régénération des teneurs en COS dans les zones reforestées ne s'est approchée de la forêt primaire qu'en surface (0-10 [cm]), en profondeur, les sols ont conservé les héritages de la dégradation antérieure des pâturages. La teneur en carbone labile a été identifiée comme faible dans les couches profondes du sol, en comparaison avec la forêt primaire (-34%) (Bieluczyk et al., 2023).

Ensuite, Zhang et al. (2020) ont démontré, dans une analyse à propos de la séquestration du carbone organique et de l'azote dans les sols minéraux après la conversion de terres agricoles en forêts, que dans les premières années suivant la reforestation, le COS connaît une augmentation marquée, généralement pendant 20 [ans], qui ralentit ensuite jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint dans les nouvelles conditions environnementales existantes (Zhang et al., 2020).

Le type de végétation peut également influencer les niveaux de COS par la composition et la production de la biomasse végétale. Par exemple, les fortes densités et le renouvellement intense des racines des graminées tendent à augmenter le contenu en COS (Rice et al., 2022). Le mélange d'espèces d'arbres dans les forêts favorise également le stockage du COS (Augusto & Boča, 2022).

3) Caractérisation de la structure du sol et de ses indicateurs

La structure du sol est la forme, la taille et la disposition des particules solides et des espaces vides (Lal, 1991). Ainsi, la phase solide et l'espace poreux sont des aspects complémentaires de la structure du sol. La phase solide est basée sur les mécanismes d'agrégation du sol. Les minéraux primaires tels que le sable, le limon et l'argile sont les constituants solides principaux. En se combinant avec la matière organique, les oxydes de fer et d'aluminium, ils vont former des macroagrégats. Puis, lors de la décomposition des macroagrégats, les microagrégats sont libérés (Oades, 1984; Tisdall & Oades, 1982). Les espaces vides sont généralement classés en trois catégories : les micropores (5-30 [µm]), les mésopores (30-75 [µm]) et les macropores (>75 [µm]) (Brewer, 2004).

La définition et la compréhension des processus de formation de la structure des sols sont relativement simples à comprendre (Rouquerol et al., 1994; Sanchez, 2019b). Cependant, quantifier cette structure s'avère complexe. Pour faciliter cette tâche, il est courant de recourir à des indicateurs de structure. De bons indicateurs doivent être hautement corrélés avec la structure. Le tableau 1 présente une liste des indicateurs physiques, chimiques et biologiques, couramment utilisés pour quantifier la structure. Ce tableau a été adapté et est issu d'un article écrit par Rabot et al. (2018) et intitulé : « La structure du sol en tant qu'indicateur des fonctions du sol : une revue » (Rabot et al., 2018).

Les évaluations visuelles de la structure du sol (VESS) sont des méthodes de terrain qui permettent d'évaluer visuellement les propriétés physiques d'un sol (Shepherd, s. d.). Elles sont très pertinentes pour les gestionnaires et les agriculteurs qui souhaitent évaluer la qualité

structurelle de leurs sols facilement, rapidement et à faible coût (Guimarães et al., 2011; Mueller et al., 2009). Généralement, un bloc de sol non perturbé est extrait du sol à l'aide d'une bêche, il est lâché d'une hauteur d'un mètre pour produire des agrégats. Les agrégats sont ensuite décrits en termes de taille, de forme, de couleur, de facilité de rupture, de la profondeur de pénétration des racines et du nombre de vers de terre. Les échantillons de sol sont ensuite comparés aux photographies de références pour attribuer un score à la structure du sol, variant généralement de un (très bonne structure) à cinq (mauvaise structure) (Guimarães et al., 2011; Mueller et al., 2009; Peigné et al., 2013; Shepherd, s. d.).

La masse volumique apparente (ρ_a), la résistance à la pénétration et la perméabilité de l'air sont trois indicateurs de structure qui ont été suggérés par Guimarães et al. (2013). Dans cet article, ils souhaitent relier l'évaluation visuelle de la structure du sol (VESS) à d'autres propriétés physiques dans des sols de texture et de gestion contrastées. Ils ont choisi de travailler sur des sols de texture argileuse et sablo-limoneuse. Une corrélation positive a été observée entre VESS et ρ_a et entre VESS et la résistance à la pénétration pour les deux types de sols. En revanche, la perméabilité à l'air du sol a montré une faible corrélation négative avec le VESS. Un sol de « bonne » structure est donc associé à une faible masse volumique, à une faible résistance à la pénétration et à une perméabilité de l'air élevée (Guimarães et al., 2013). Les scores VESS ont également été corrélés à l'infiltration de l'eau par la conductivité hydraulique à saturation (Mueller et al., 2009) et au transport des gaz par la capacité de l'air (Shepherd, s. d.)

Certains auteurs ont suggéré d'utiliser le degré de compacité (aussi appelé masse volumique apparente relative) qui est moins spécifique au site et s'avère donc être un indicateur plus puissant de l'état structurel du sol (da Silva et al., 1997; Håkansson & Lipiec, 2000). La normalisation vise à supprimer la dépendance de la masse volumique apparente par rapport à la teneur en argile et à la teneur en matière organique des sols. Le degré de compacité s'est avéré efficace pour comparer la structure des sols dérivés de conditions climatiques et de matériaux parentaux similaires (da Silva et al., 1997).

L'agencement des pores a été reconnu, par Skvortsova et Utkueva (2008), comme indicateur géométrique de la structure du sol. Cette analyse démontre l'importance structurelle et fonctionnelle de la forme et de l'orientation des pores du sol, en plus de la porosité totale du sol (Skvortsova & Utkueva, 2008). L'article écrit par Romanenko et al. (2019) affirme également que la forme et l'orientation des pores du sol font partie des indicateurs directs de l'état structurel du sol. Dans cet article, ils proposent une méthode pour améliorer la qualité de l'évaluation de la forme des pores qui est d'utiliser un indice qui reflète à la fois la rondeur et l'isométrie des pores (Romanenko et al., 2019).

Une étude menée par Askari et al. (2015), avait pour objectif d'établir un lien entre la qualité structurelle du sol et les indicateurs généraux de la qualité du sol. Les résultats de cette étude ont démontré que parmi les indicateurs mesurés, le COS, le magnésium extractible, la

résistance à la pénétration et la distribution de la taille des agrégats sont des indicateurs réactifs à la qualité structurale des sols. D'autres indicateurs de la qualité des sols n'ont pas été identifiés comme réactifs à la qualité structurale des sols tels que la texture, la CEC, le pH, la respiration du sol, le phosphate et le calcium extractible (Askari et al., 2015).

Cornelis et al. (2019) a démontré des corrélations significatives ($r > 0,5$) entre les scores issus de l'évaluation visuelle de la structure du sol (VESS) et les indicateurs de qualité du sol dérivés du laboratoire, pour la masse volumique apparente, la capacité de l'air, la perméabilité de l'air, la conductivité hydraulique et la forme de la courbe de rétention, en particulier dans la zone humide (Cornelis et al., 2019). Les indicateurs qui peuvent être issus de la forme des courbes de rétention sont la teneur en eau à saturation, la teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent, la capacité de l'air et la réserve en eau utile. De plus, la distribution de la taille des pores d'un sol peut être dérivée des courbes de rétention d'eau via la loi de Jurin-Laplace et est un bon indicateur de la structure des sols (Nimmo, 2005).

Tableau 1: Indicateurs physiques, chimiques et biologiques de structure, adapté de (Rabot et al., 2018).

Type d'indicateur	Indicateur	Référence bibliographique
Indicateur physique	Score de l'évaluation visuelle de la structure (VESS)	(R. M. L. Guimarães, Ball, et Tormena 2011; Mueller et al., 2009; Shepherd, 2003)
	Masse volumique apparente (P_a)	(Cornelis et al. 2019; R. M. L. Guimarães et al. 2013)
	Degré de compacité	(da Silva et al., 1997; Håkansson & Lipiec, 2000)
	Porosité totale	(Skvortsova & Utkaeva, 2008; Nimmo, 2005)
	Distribution de la taille des pores	(Nimmo, 2005)
	Géométrie des pores (forme, orientation et connectivité)	(Romanenko et al., 2019; Skvortsova & Utkaeva, 2008)
	Index de stabilité des agrégats	(R. M. L. Guimarães, Ball, et Tormena 2011; Mueller et al., 2009)
	Distribution de la taille des agrégats	(Askari et al. 2015; R. M. L. Guimarães, Ball, et Tormena 2011; Mueller et al., 2009)
	Géométrie des agrégats	(R. M. L. Guimarães, Ball, et Tormena 2011; Mueller et al., 2009)
	Teneur en eau à saturation	(Cornelis et al. 2019)
	Teneur en eau à la capacité au champ	(Cornelis et al. 2019)
	Teneur en eau au point de flétrissement permanent	(Cornelis et al. 2019)
	Capacité de l'air (CDA)	(Cornelis et al. 2019; Shepherd, 2003)
	Réserve en eau utile (REU)	(Cornelis et al. 2019)
	Taux d'infiltration	(Cornelis et al. 2019; Mueller et al. 2009)
	Perméabilité de l'air (K_a)	(Cornelis et al. 2019; R. M. L. Guimarães et al. 2013)
	Conductivité hydraulique à saturation (K_s)	(Askari et al. 2015; Cornelis et al. 2019; Mueller et al. 2009)
	Résistance à la pénétration	(R. M. L. Guimarães et al. 2013)
Indicateur chimique	Carbone organique (COS)	(Askari et al. 2015)
	Magnésium	(Askari et al. 2015)
Indicateur biologique	Nombre de verres de terres	(Peigné et al. 2013; Shepherd, 2003)
	Densité racinaire	(R. M. L. Guimarães, Ball, et Tormena 2011)

4) L'influence du COS sur la structure et les propriétés hydrauliques du sol

4.1) Influence du COS sur la structure du sol (et ses indicateurs)

Le COS est à l'origine de propriétés fondamentales pour le bon fonctionnement des sols et il est un élément clé de la structure des sols (Johnston et al., 2009). La stabilité et la formation des agrégats sont influencées principalement par la texture du sol, la minéralogie et le COS. Le COS joue un rôle majeur dans l'agrégation car il s'agit d'un excellent agent de liaison (Sanchez, 2019b). La capacité de la structure du sol à résister aux contraintes mécaniques et hydrauliques est appelée stabilité structurale du sol (SSS) (Jensen et al., 2019). Une SSS élevée est essentielle pour minimiser l'érosion du sol, la compaction, le transport vertical de particules fines et de polluants, mais également pour maximiser la rétention d'eau et de nutriments (de Jonge et al., 2004; Le Bissonnais, 1996). La teneur en COS est un facteur qui influence la SSS (Bronick & Lal, 2005) et plusieurs articles ont révélé qu'une augmentation en COS améliore la SSS (Bronick & Lal, 2005; Jensen et al., 2016; Lense et al., 2022). Jensen et al. (2019) ont démontré que l'effet de l'augmentation de COS sur la structure était plus important à faible teneur en COS (Jensen et al., 2019).

Les indicateurs de structure tels que la masse volumique apparente (ρ_a) et la porosité totale (ϵ) sont également dépendants du COS. En effet, Adams (1973) est parvenu à relier ρ_a et COS via l'équation suivante (Adams, 1973) :

$$\rho_a = \frac{100}{\left(\frac{MOS}{\rho_{aMOS}}\right) + \left(\frac{100 - MOS}{\rho_{aMin}}\right)}$$

Avec

- ρ_a : Masse volumique apparente du sol [g/cm³]
- MOS : Matière organique du sol [%massique] (=COS*2 (Pribyl, 2010))
- ρ_{aMOS} : Masse volumique apparente moyenne de la matière organique du sol [g/cm³] (=0,224 [g/cm³])
- ρ_{aMin} : Masse volumique apparente moyenne de la matière minérale du sol [g/cm³], ([g/cm³])

Rawls (1983) a développé une carte des masses volumiques apparentes minérales en fonction des classes texturales du triangle USDA et à l'aide 2700 sols (Rawls, 1983). Selon cette carte, les masses volumiques apparente minérale des sols varient entre 1 et 1,8 [g/cm³] (annexe 2). Cela signifie qu'uniquement sur base du pourcentage de sable et d'argile, l'effet du carbone organique du sol sur la masse volumique apparente peut être déterminé. Selon l'équation, si le COS augmente, la ρ_a diminue. Ensuite, la porosité totale peut être calculée sur base de la masse volumique apparente via la formule suivante :

$$\epsilon = 1 - \frac{\rho_a}{\rho_s}$$

où

- ϵ : Porosité totale [$\text{cm}^3 / \text{cm}^3$]
- ρ_a : Masse volumique apparente du sol [g/cm^3]
- ρ_s : Masse volumique des particules solides (=2,65 pour le quartz) [g/cm^3]

Selon l'équation, si la ρ_a diminue, la ϵ augmente. COS est donc corrélé positivement à la porosité totale et négativement à la masse volumique apparente du sol.

4.2) Influence du COS sur les propriétés hydrauliques du sol

Les principales propriétés hydrauliques du sol affectées par le COS sont la rétention d'eau du sol et la conductivité hydraulique. Rawls et al. (2003) ont constaté que la rétention d'eau du sol à -33 [kPa] est davantage affectée par le COS que la rétention d'eau à -1500 [kPa] et que ces relations sont fonction de la texture du sol. En outre, la rétention d'eau des sols à texture grossière est nettement plus sensible à la quantité de COS que celle des sols à texture fine (Rawls et al., 2003). De plus, la sensibilité de la rétention d'eau aux variations de COS diminue à mesure que la teneur initiale en COS augmente (Rawls et al., 2004). Rawls et al (2005) ont aussi démontré que le COS est positivement corrélé à la conductivité hydraulique à saturation (K_s) parce qu'il stimule l'agrégation, ce qui diminue la masse volumique apparente, augmente la porosité et par conséquent, accroît K_s (Rawls et al., 2005). Cependant, selon, Fu et al (2021), le COS explique partiellement les variations de la réserve en eau utile mais il n'explique pas les variations de conductivité hydrauliques (Fu et al., 2021). D'autres études, sur des sols sableux ont même démontré une corrélation négative entre COS et K_s . Cette corrélation négative peut être expliquée par l'effet limité de COS sur les processus d'agrégation du sol à cause de la faible teneur en COS et de la taille importante des particules de sable (Wang et al., 2009).

La structure du sol, étant influencée par le COS, joue un rôle crucial dans le contrôle de nombreux processus pédologiques. Elle influence la rétention et l'infiltration de l'eau, les échanges gazeux, la pénétration des racines, ainsi que la susceptibilité à l'érosion (Elliott and Coleman, 1988). L'ampleur, la distribution de la taille et la connectivité de la porosité du sol contrôlent le flux d'eau et de gaz à travers les sols. Tous les pores du système pédologique sont importants puisqu'ils remplissent des fonctions différentes et complémentaires. Les macropores drainent les eaux gravimétriques, fournissent l'oxygène aux organismes aérobies et favorisent l'aération du sol. Les micropores constituent un réservoir d'échange d'eau et de nutriments pour les organismes vivants du sol, ils retiennent l'eau pour des tensions d'humidité du sol comprises entre -10 [kPa] et - 1500 [kPa]. Ces micropores retiennent donc la majeure partie de l'eau disponible pour les plantes (Rouquerol et al., 1994; Sanchez, 2019b). Selon, Fu et al (2021), la macroporosité (>30 [μm]) peut contribuer davantage à la réserve en eau utile qu'à la conductivité (Fu et al., 2021).

5) Impact du changement de couverture des sols sur la structure et les propriétés hydrauliques du sol

Outre le carbone organique du sol, l'équilibre hydrique des sols et plusieurs autres propriétés du sol sont impactés par les changements d'affectation du sol, notamment la structure (Korkanç, 2014). Les végétaux peuvent affecter les propriétés hydrauliques et l'humidité du

sol, directement par l'absorption de l'eau par les racines et indirectement en modifiant la structure du sol (Gerke & Kuchenbuch, 2007). Les racines des végétaux ont la capacité de modifier la courbe de rétention d'eau du sol et la conductivité hydraulique des sols, durant leur croissance et lorsqu'elles se décomposent (Leung et al., 2015; Ni et al., 2019). Il semblerait que le sol enraciné a une succion supérieure de 100% à 160% pendant les précipitations et une valeur d'entrée d'air plus élevée que le sol nu (Leung et al., 2015). Selon Jotisankasa et Sirirattanachai (2017), dans un sol argilo-sableux, la conductivité hydraulique semble diminuer à mesure que la densité racinaire augmente. Cependant, seule une légère variation de K_s en fonction de la densité racinaire a pu être observée (Jotisankasa & Sirirattanachai, 2017).

5.1) La reforestation

Le reboisement est un moyen de réduire l'érosion hydrique et d'améliorer d'autres propriétés du sol telle que la structure. L'érosion hydrique est causée par le ruissellement en surface et elle compromet la fertilité des sols en provoquant des pertes de nutriments. Une étude a été menée afin de mesurer les impacts de la reforestation sur le taux de perte de sol. Les résultats ont montré que les zones forestières affichent les taux les plus bas. Le reboisement permet donc de réduire les pertes de sol (Lense et al., 2022). Il a été observé également que le reboisement améliore la structure du sol. En effet, il diminue la masse volumique apparente, augmente la porosité totale entre 0 et 10 [cm] et augmente la capacité de rétention en eau (Korkanç, 2014).

La reforestation est un bon moyen d'améliorer certaines propriétés du sol. Cependant, elle présente aussi des désavantages. De nombreuses études démontrent qu'une réduction du ruissellement et du niveau des eaux souterraines sont attendues à la suite du reboisement d'une parcelle. La possibilité que la reforestation provoque ou intensifie les pénuries d'eau dans certains endroits est un facteur qui devrait être explicitement pris en compte dans les programmes de reforestation (Farley et al., 2005). En plus d'influencer le bilan hydrique, les arbres prélèvent des cations basiques et rejettent des protons afin d'assurer leur croissance et leur nutrition. Les cations basiques tels que le calcium, le magnésium et le potassium sont retenus par les charges superficielles négatives du sol, ce qui les rend disponibles pour les plantes. Ce processus de prélèvement et de rejet entraîne une baisse de fertilité et de pH dus à l'accumulation de protons. Les désavantages de la reforestation sont donc qu'elle réduit le débit des cours d'eau, le niveau des eaux souterraines, salinise et acidifie certains sols (Jackson et al., 2006).

Une remarque qu'il est utile de souligner est qu'il existe un effet de mémoire considérable. Cet effet de mémoire fait référence à la persistance des impacts des activités humaines passées sur les écosystèmes présents. Par conséquent, toute évaluation du fonctionnement hydrologique d'une parcelle doit tenir compte de l'historique, du type, de l'intensité et de la durée de l'utilisation des terres avant la reforestation (Zimmermann et al., 2006). Ainsi, lors de

la planification et de la mise en œuvre de projets de reforestation, il est possible de gérer les effets à long terme sur l'hydrologie de la zone reboisée.

5.2) La conversion en prairie

La conversion en prairie altère à la fois la structure du sol et ses propriétés hydrauliques. En ce qui concerne la structure des sols, il a été remarqué qu'avec la mise en place d'un pâturage à la suite du déboisement, il y a une nette diminution de la micro-agrégation du sol. Cette modification en profondeur du sol ne semble pas être due à un compactage lors de la déforestation mécanisée, mais semble plutôt résulter d'une évolution de l'activité de la faune du sol (Balbino et al., 2002). De plus, une étude visant à analyser l'impact du remplacement de la végétation indigène par des prairies sur les propriétés hydrauliques d'un ferralsol argileux a révélé une diminution significative de la rétention d'eau entre -1 et -10 [hPa] dans les horizons de surface, jusqu'à une profondeur de 40 [cm]. Cette tendance semble être la conséquence d'une réduction du développement de la micro-agrégation dans les prairies. À des potentiels hydriques plus faibles, aucune disparité dans la rétention d'eau n'a été constatée entre la végétation indigène et les prairies (Balbino et al., 2004).

Objectifs et hypothèses

L'objectif de ce mémoire est d'examiner les liens entre le carbone, la structure et les propriétés hydrauliques des sols de la Forêt Atlantique en comparant quatre parcelles dont la couverture végétale est différente.

Ce mémoire tentera donc de répondre à la question de recherche suivante :

Comment le changement de couverture végétale après une déforestation en Forêt Atlantique (Brésil) affecte-t-il le carbone, la structure et les propriétés hydrauliques du sol ?

Pour répondre à cette question de recherche, trois sous-objectifs basés sur des hypothèses sont définis :

Le premier sous-objectif est d'observer les impacts du changement de couverture après une déforestation sur le contenu en carbone du sol. Les hypothèses sous-jacentes stipulent que les pertes de COS sont partiellement réversibles après une déforestation, lorsque les terres sont converties en prairies ou reboisées (Don et al., 2011) et que le COS connaît une augmentation marquée, généralement pendant 20 [ans], qui ralentit ensuite (Zhang et al., 2020). En résumé, on s'attend à observer un gradient de carbone croissant de la prairie vers la zone reforestée la plus âgée (figure 6).

Le second sous-objectif consiste à évaluer le lien entre le carbone, la structure du sol et les propriétés hydrauliques du sol. Les hypothèses sur lesquelles se base ce second sous-objectif suggèrent que plusieurs corrélations positives sont attendues, notamment entre le COS et la porosité totale, la teneur en eau à saturation (θ_s) et à la capacité au champ ($pF_{2,5}$), la capacité de l'air (CDA), la conductivité hydraulique à saturation (K_s) et la densité racinaire. De plus, des corrélations positives mais moins élevées sont attendues entre le COS et le point de flétrissement permanent ($pF_{4,2}$), la réserve en eau utile (REU) et la perméabilité de l'air (K_a). Une corrélation négative est attendue entre le COS et la masse volumique apparente (Jensen et al., 2019; Lense et al., 2022; Rawls et al., 2003; Wang et al., 2009).

Le dernier sous-objectif consiste à observer l'impact du changement de couverture, après une déforestation, sur ces relations. Les hypothèses sous-jacentes stipulent que le reboisement améliore la structure du sol alors que la conversion en prairie l'altère. On s'attend dès lors à observer un gradient de structure qui suit le gradient de carbone (en jaune sur la figure 6).

La figure 6 illustre la couverture du sol de quatre parcelles d'études ainsi que les gradients attendus de teneur en carbone du sol, de végétation et du niveau de la nappe phréatique sous-jacente, selon les hypothèses. La prairie, la zone à l'abandon, la jeune forêt et la vieille forêt sont les quatre parcelles qui seront étudiées dans ce mémoire et sont présentées dans la section « Matériels et méthodes ».

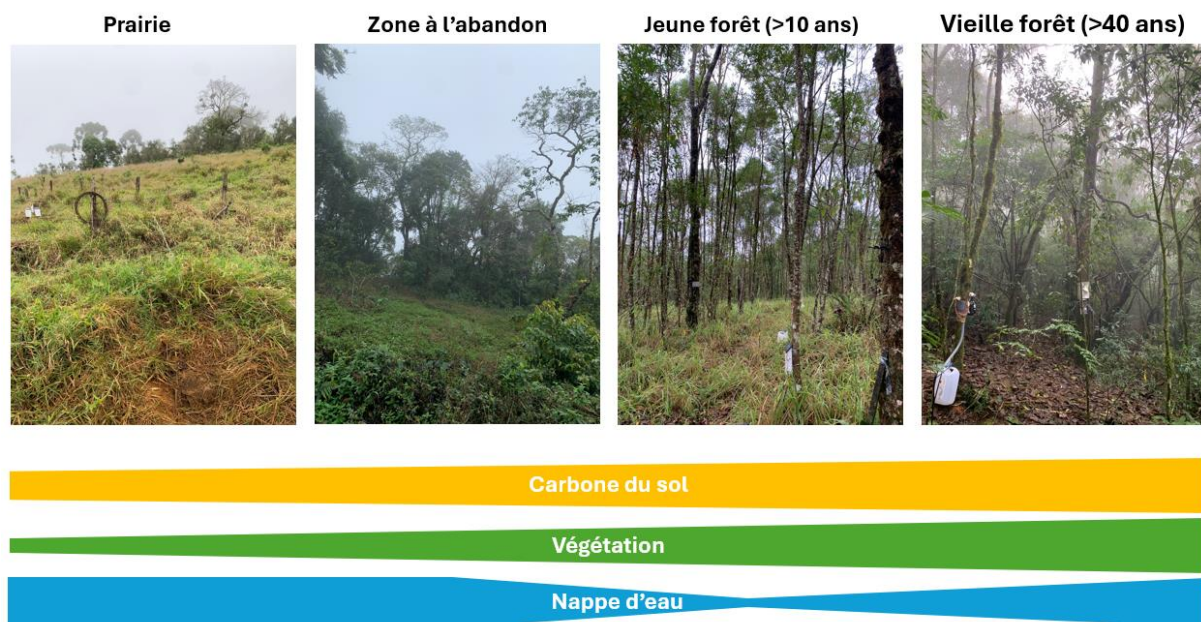


Figure 6: Hypothèses des gradients de la teneur en carbone des sols (jaune), de la végétation (vert), et du niveau de la nappe d'eau (bleu). Illustration de la couverture végétale actuelle des quatre parcelles d'étude, situées aux abords de São Francisco Xavier, Etat de São Paulo, Brésil.

Matériels et méthodes

1) Présentation de la zone d'étude

Le Laboratoire d'Écohydrologie Isotopique (LabEcoh) de l'Institut National de Recherche Spatiale (INPE) a mis en place une station écohydrologique expérimentale à la frontière entre les États de São Paulo et de Minas Gerais, en périphérie de São Francisco Xavier et à une altitude d'environ 1100 mètres. Les coordonnées géographiques exactes de la station sont les suivantes : 22°54'00.0"S 45°59'00.0"O. Cette station expérimentale, illustrée dans la figure 7, comprend quatre parcelles d'étude présentant des couverts végétaux différents, allant de la zone déforestée à la zone reboisée en passant par la prairie. Afin de mieux appréhender la couverture végétale actuelle de ces différentes parcelles, examinons brièvement leurs histoires.

Il y a quelques centaines d'années, toute la zone d'étude faisait partie du biome de la Forêt Atlantique brésilienne. Progressivement, elle a été déboisée pour être remplacée par des plantations de café. Ces plantations ont ensuite été délaissées en raison de la dégradation des terres, les rendant non propices à la production. Quelques années plus tard, l'entièreté de la zone a alors été convertie en prairie. Depuis lors, la prairie (P) est peu exploitée mais continue à être entretenue, uniquement quelques vaches clairsemées vivent dans la propriété. Il y a plus de 40 [ans], la parcelle R40 a été reboisée et elle est maintenant peuplée par de nombreux arbres. R10 a été reforestée il y a dix [ans] et est aujourd'hui principalement composée de jeunes arbres. Elle est située sur une zone plane et fait partie d'une zone riparienne. Ces zones ripariennes font actuellement l'objet d'une reforestation massive au Brésil en raison de leur statut de protection. En effet, elles sont réputées pour leur capacité de filtration et leur contribution à la préservation de la qualité de l'eau. Quant à CA, elle n'a pas été entretenue, n'a pas été reboisée et est considérée aujourd'hui comme une zone abandonnée et déforestée. Elle se compose de végétation basse avec quelques arbres clairsemés. Il convient également de noter que R40, CA et P sont toutes situées sur une pente inclinée de 30%.

Les noms des parcelles d'étude, fréquemment mentionnés tout au long du texte, le type de végétation, le statut, la pente et le type de sol sont repris dans le tableau 2. Le type de sol de l'ensemble de la zone d'étude est un ferralsol rouge-jaune selon l'Embrapa (International - Portal Embrapa, s. d.), cela sera discuté ultérieurement dans la section « Discussion ».

Tableau 2: Résumé des caractéristiques des quatre parcelles de la station expérimentale écohydrologique de São Francisco Xavier.

Description	Vieille forêt	Jeune forêt	Zone déforestée	Prairie
Noms	R40	R10	CA	P
Végétation	Arbres	Arbres	Buissons	Graminées
Statut	Protégé	Zone riparienne	Non-protégée	Non-protégée
Pente	30%	0%	30%	30%
Type de sol	Ferralsol	Ferralsol	Ferralsol	Ferralsol

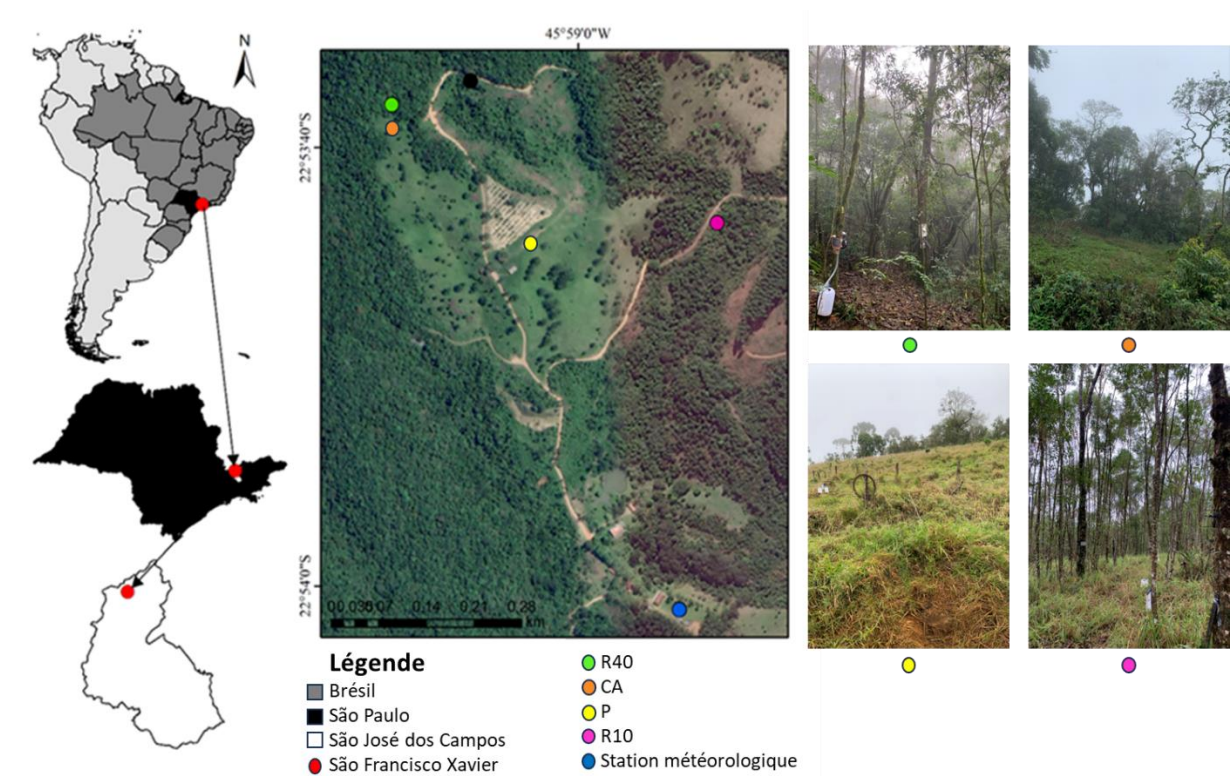


Figure 7: Situation géographique de la station expérimentale échohydrologique de São Francisco Xavier, vue satellite avec la répartition des quatre parcelles et illustrations de leurs couvertures végétales respectives.

2) Données météorologiques

La station météorologique de l'INPE (figure 8) est située en aval de la zone d'étude, à une distance d'environ un kilomètre (figure 7). Depuis le 23 janvier 2019, elle enregistre les données horaires de diverses variables : pluviométrie [mm], température [°C], température du point de rosée [°C], humidité relative [%], vitesse du vent [m/s], vitesse des rafales [m/s], altitude des nuages [m], radiations solaires [W/m²] et pression atmosphérique [mbar]. Toutes ces données ont été utilisées afin de caractériser le climat de la région.



Figure 8: Station météorologique, São Francisco Xavier.

3) Carbone total, inorganique, organique, labile, non-labile et azote total du sol

Afin de mesurer les concentrations de carbone et d'azote présentes dans les sols des quatre zones d'étude, les échantillons ont été récoltés aux profondeurs suivantes : 10, 20, 30, 50 [cm]. L'extraction s'est faite à l'aide d'une bêche, d'un mètre ruban et d'anneaux d'échantillonnage d'un volume de 250 [ml]. Au total, ce sont 32 échantillons qui ont été récoltés : un duplicat par profondeur, à quatre profondeurs différentes sur quatre zones. La figure 9 illustre un réplicat de chaque échantillon.

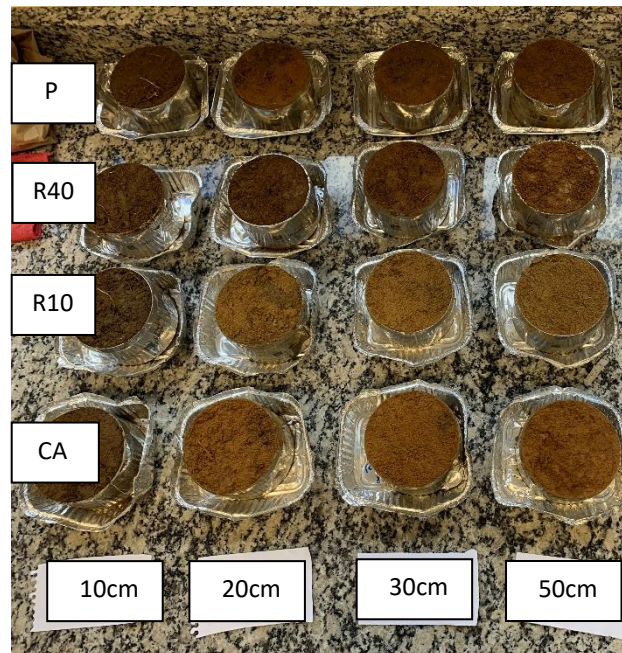


Figure 9: Illustration de 16 échantillons de sol dans leurs anneaux d'échantillonnages, pour les zones reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA).

3.1) Carbone total et azote total

Le laboratoire d'analyse chimique et organique (MOCA) de l'Université catholique de Louvain a déterminé les quantités de carbone et d'azote totaux avec la méthode de l'analyseur élémentaire (figure 10). Cette méthode consiste à déterminer la composition élémentaire d'un échantillon grâce à la séparation des gaz libérés lors d'une combustion catalytique. Durant la combustion, les éléments C, N et S sont oxydés en CO_2 , NO_x , SO_2 et SO_3 . La combustion se produit rapidement à plus de 1000 [°C] en présence d'oxygène pure. La laine d'argent permet de piéger les halogènes volatils. L'appareil gère également la quantité d'oxygène injectée afin d'assurer la combustion complète de l'échantillon et tous les tubes sont chauffés afin d'éviter la condensation et la formation de H_2SO_4 . Ensuite, le mélange gazeux traverse une chambre de réduction contenant du cuivre à 650 [°C]. Lors de cette réduction, l'oxygène est capturé, les NO_x et SO_3 sont respectivement réduits en NO_2 et SO_2 . NO_2 est alors envoyé directement vers le détecteur thermo-conductif (TCD). SO_2 , CO_2 et H_2O , sont retenus sur des pièges spécifiques et sont ensuite libérés un par un vers le système de détection. Le détecteur thermo-conductif (TCD) mesure la composition élémentaire d'un échantillon par la différence de conductivité thermique entre deux flux de gaz. Le flux gazeux de référence est composé d'hélium (He) et

s'écoule dans une première chambre. Le flux gazeux qui s'écoule dans la seconde chambre est composé d'un mélange d'He et de gaz issu de la combustion de l'échantillon. La différence de conductivité thermique mesurée entre les deux flux gazeux détermine la composition élémentaire de l'échantillon (Soil, s. d.).

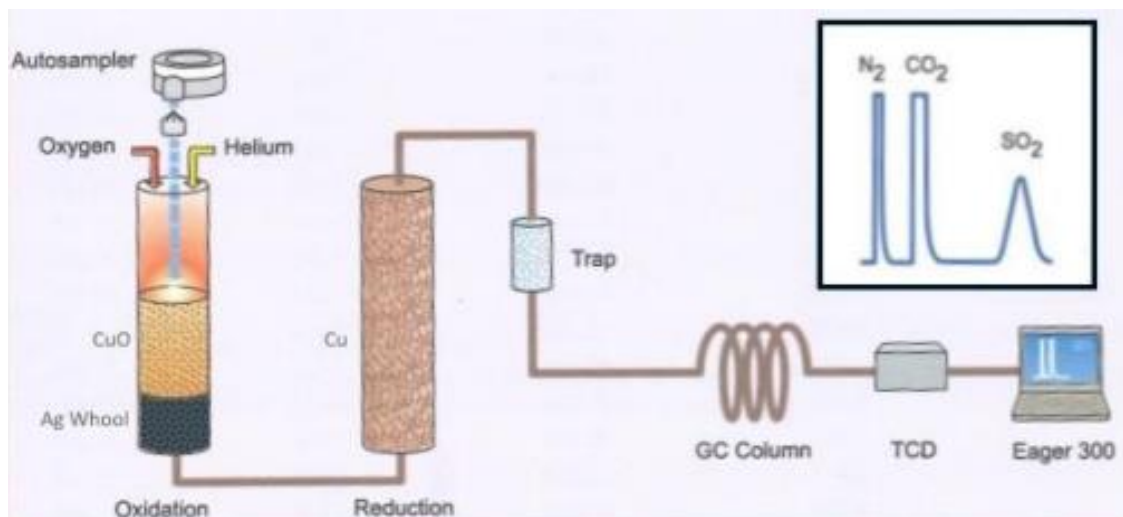


Figure 10: Analyseur élémentaire et ses composantes (MOCA - Mineral & Organic Chemical Analysis, s. d.).

3.2) Carbone inorganique

Le laboratoire MOCA a effectué également la mesure de carbone inorganique en suivant la norme AFNOR 16375 (2013), qui spécifie une méthode pour déterminer les faibles teneurs en carbonate dans les échantillons, généralement inférieures à cinq [g CaCO₃/kg de sol]. Les différentes étapes de cette méthode sont les suivantes. Premièrement, les échantillons sont broyés et tamisés pour obtenir une granulométrie appropriée. Ensuite, ils sont traités à l'aide d'une solution acide afin de dissoudre les carbonates. Après cela, les résidus insolubles sont séparés via une filtration et ils sont lavés dans le but d'éliminer les impuretés. Ils sont également séchés à une température contrôlée. Finalement, les résidus sont pesés avant et après séchage et cela permet alors de calculer la teneur en carbonate. Cette méthode permet d'obtenir des résultats précis sur la teneur en carbonate dans les échantillons analysés. Les limites de détection et de quantification de l'appareil utilisé pour l'analyse sont respectivement de 0,0010 [g] et 0,0029 [g] de CaCO₃ pour un gramme de prise d'essai (XP CEN/TS 16375, s. d.). Pour rappel, la limite de détection est la plus petite concentration de carbone inorganique détectable par l'appareil, et la limite de quantification est la plus petite concentration pour laquelle la méthode fournit une valeur quantifiée.

3.3) Carbone organique

La concentration en carbone organique dans le sol a été mesurée à l'aide de deux méthodes. Premièrement, la quantité de carbone organique est calculée sur base de la différence entre les données de carbone total et de carbone inorganique obtenues par laboratoire MOCA. Cette méthode sera dénommée comme la méthode indirecte.

Deuxièmement, la quantité de carbone organique a également été déterminée à l'aide d'une méthode directe qui est la méthode du four à calcination. Le protocole suivi pour cette méthode est le suivant. Tout d'abord, les échantillons sont séchés dans un four à 105 [°C] durant 24 [h]. Ensuite, dix grammes d'échantillon sont pesés et ils sont chauffés à 550 [°C] dans le four à calcination. Cela permet de brûler toute la matière organique qui est contenue dans l'échantillon. Après cinq heures, les échantillons sont sortis du four et sont pesés après refroidissement. Il est préférable que la température du four ne soit pas supérieure à 600 [°C] étant donné que les carbonates (CaCO_3 , $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) risquent alors de se décomposer et d'affecter la précision des estimations (Hoogsteen et al., 2015). La quantité de matière organique du sol (MOS) contenue dans l'échantillon est déterminée sur base de la formule suivante :

$$MOS = \frac{m_{SBF} - m_{SAF}}{m_{SBF}} * 1000$$

Avec

- MOS : Teneur en matière organique [g/kg de sol sec]
- m_{SBF} : Masse de l'échantillon avant passage dans le four à calcination [g]
- m_{SAF} : Masse de l'échantillon après calcination [g]

Ensuite, il est possible de calculer la teneur en carbone organique (COS) sur base de la teneur en MOS via la formule suivante :

$$COS = a * (MOS - b * C)$$

où

- COS : Teneur en carbone organique du sol [% massique]
- MOS : Teneur en matière organique du sol [% massique]
- a : Fraction de carbone dans la matière organique (= 0,5 pour les sols forestiers) (Pribyl, 2010)[kg/kg]
- b : Facteur de correction de l'argile pour la perte d'eau structurelle (=0,077) [kg/kg]
- C : Teneur en argile du sol [% massique]

L'estimation de MOS doit être corrigée lorsque les échantillons de sol contiennent une fraction significative d'argiles. Si aucun facteur de correction n'est appliqué, des inexactitudes naissent. En effet, lorsque des éléments argileux sont chauffés à hautes températures, ils sont déshydratés. Le facteur de correction permet alors de rectifier et de prendre en compte la perte de masse due à la déshydratation des argiles (Hoogsteen et al., 2015).

3.4) Carbone labile et non-labile

La fraction labile de COS a été estimée via la méthode du carbone oxydable au permanganate (POXC). Cette méthode est décrite par l'article de Culman et al. (2012) et intitulé : « Le carbone oxydable au permanganate reflète une fraction de sol transformée sensible à la gestion » (Culman et al., 2012). Cette approche consiste à verser 18 [ml] d'eau déionisée et deux [ml] d'une solution de KMnO_4 0,2 [M] dans chaque échantillon de 2,5 [g] de sol. Les échantillons

sont agités pendant deux minutes à 240 oscillations par minute sur un agitateur oscillant. Ensuite, les échantillons sont laissés au repos pendant dix minutes. Après cela, 0,5 [ml] de surnageant est transféré dans un second tube à centrifuger de 50 [ml] et mélangé à 49,5 [ml] d'eau déionisée. Un aliquote de 200 [μL] de chaque échantillon est chargée dans une plaque à 96 puits contenant un ensemble d'étalons internes, dont un blanc d'eau déionisée, quatre solutions mères étalons (0,00005, 0,0001, 0,00015, et 0,0002 [M/L de KMnO_4]), un étalon de sol et un étalon de solution (échantillons de référence de laboratoire). Tous les étalons internes sont répliqués analytiquement sur chaque plaque. L'absorbance des échantillons est lue avec un SpectraMax M5 utilisant le logiciel Soft max Pro à une longueur d'onde de 550 nm (SpectraMax M Series Microplate Readers, Cuvette Port, IQ OQ Validation, s. d.). La droite de calibration qui résulte des mesures d'absorbance des quatre solutions mères est illustrée en annexe 3. Le carbone oxydable au permanganate est déterminé via l'équation suivante :

$$\text{POXC} = (\text{KMNO}_4 - (a + b \times \text{Abs})) \times C_{ox} \times \frac{V}{W_t}$$

où

- POXC : Carbone oxydable au permanganate de potassium [$\text{mg}_C/\text{kg sol sec}$]
- KMNO_4 : Concentration en permanganate de potassium de la solution initiale (=0,02) [mol/L]
- a : Ordonnée à l'origine de la droite de calibration (=0,011) (annexe 3) [-]
- b : Pente de la droite de calibration (=37,72) (annexe 3) [-]
- Abs : Absorbance de l'échantillon de sol [-]
- C_{ox} : Quantité de carbone oxydé par une mole de MnO_4 passant de Mn^{7+} à Mn^{4+} (=9000) [mg_C/mol]
- V : Volume de la solution de KMNO_4 qui a réagi (=0,002) [L]
- W_t : Masse de l'échantillon de sol [kg sol sec]

Finalement, la différence entre le carbone total, le carbone inorganique et le carbone labile, donne la teneur en carbone non-labile du sol.

4) Propriétés physiques et hydrauliques du sol

4.1) Echantillonnage

La texture, la masse volumique apparente, la porosité et les propriétés hydrauliques ont été mesurées sur un total de 28 échantillons de sol non perturbés et récoltés dans des anneaux de 250 [ml]. Ces échantillons ont été récoltés à sept profondeurs différentes et ce sur les quatre parcelles. Les sept profondeurs sont les suivantes : 10, 20, 30, 50, 100, 150 et 200 [cm].

Finalement, la densité racinaire a été mesurée pour trois parcelles : R40, R10 et P. Des triplicats de sept échantillons de sol ont été prélevés à la bêche sur chaque parcelle, couvrant sept profondeurs distinctes : 5-15, 15-25, 25-35, 45-55, 95-105, 145-155 et 195-205 [cm].

4.2) Texture

La texture du sol est une propriété essentielle et elle est définie sur base d'une analyse granulométrique et d'une classification texturale. Les analyses granulométriques et les classifications texturales ont été réalisées pour les 28 échantillons de sols par le l'Institut Agronomique de Campinas (IAC), laboratoire brésilien spécialisé dans l'analyse des propriétés physiques des sols (Soils from the State of São Paulo - IAC, s. d.). Les échantillons sont prétraités avec du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) afin d'éliminer la matière organique, les carbonates et les sels solubles qui peuvent impacter l'action du dispersant. Ensuite, les agrégats du sol sont répartis sur un plateau et désagregés à l'aide d'un rouleau en bois. Le sol émietté est passé au travers d'un tamis dont la maille est de deux [mm]. Les particules individuelles supérieures à deux [mm] ne sont pas utilisées dans l'analyse granulométrique. Après, les particules minérales individuelles sont séparées les unes des autres à l'aide des méthodes de dispersion mécanique et chimique. La méthode de dispersion mécanique est l'agitation lente pendant 16 [h] et la solution chimique de dispersion est un mélange d'hydroxyde de sodium 0,1 [M/L] et d'hexamétaphosphate de sodium 0,016 [M/L]. Finalement, ces particules individuelles sont séparées selon leur taille à l'aide de techniques de tamisage et de sédimentation dans un milieu aqueux (Baver, 1972). Les particules sont catégorisées comme sable grossier, sable fin, limon ou argile en fonction de leurs dimensions respectives. Les sables grossiers sont inférieurs à deux [mm] et plus grands que 0,21 [mm], les sables fins sont compris entre 0,21 [mm] et 0,053 [mm], les limons sont compris entre 0,053 [mm] et 0,002 [mm], et les argiles sont plus petites que 0,002 [mm]. Finalement, les sols sont regroupés en classes texturales selon les fractions de tailles de leurs particules minérales. Cette classification est réalisée à l'aide d'un triangle textural (USDA), tel qu'illustré dans l'annexe 4, où chaque côté du triangle représente le pourcentage de sable, de limon et d'argile (USDA, s. d.).

4.3) Masse volumique apparente

La masse volumique apparente du sol (ρ_a) a été déterminée par deux laboratoires (IAC et LabEcoh). LabEcoh a mesuré ρ_a directement via le rapport entre la masse sèche et le volume de l'échantillon. Les échantillons ont été prélevés dans des anneaux d'un volume égal à 250 [ml]. Ils ont été séchés à 105 [°C] durant 24 [h] afin d'effectuer les mesures sur sol sec. Ensuite, la masse de chaque échantillon a été mesurée à l'aide d'une balance de précision de 0,1 [g] et de résolution égale à 0,01 [g]. L'IAC a mesuré ρ_a à l'aide de la même méthode mais sur des échantillons de sol antérieurs, correspondant aux mêmes parcelles et aux mêmes profondeurs que les échantillons utilisés par LabEcoh.

4.4) Porosité totale

La porosité totale a été déterminée par deux laboratoires (IAC et LabEcoh), via la même méthode. Dans les deux cas, elle a été déduite de la masse volumique apparente via la formule suivante :

$$\epsilon = 1 - \frac{\rho_a}{\rho_s}$$

où

- ϵ : Porosité totale [$\text{cm}^3 / \text{cm}^3$]
- ρ_a : Masse volumique apparente du sol [g/cm^3]
- ρ_s : Masse volumique des particules solides (=2,65 pour le quartz) [g/cm^3]

4.5) Densité racinaire

La densité racinaire a été mesurée pour trois parcelles : R40, R10 et P. Les échantillons ont été séchés à l'étuve et pesés avec une balance ayant une résolution de 0,01 [g] et une précision de 0,1 [g]. Après filtration à travers deux tamis de mailles différentes, un [mm] et 0,5 [mm], les racines ont été séparées manuellement des particules de sol grossières, en distinguant les racines fines (< 2 [mm]) des autres. Les racines fines ont ensuite été pesées avec une balance de précision. Pour chaque échantillon, la densité de racines fines [g/kg] a été calculée en divisant la masse des racines fines [g] par la masse de sol sec [kg]. Ensuite, la densité racinaire moyenne de chaque triplicat a été ajustée en fonction de la masse volumique apparente du sol [g/cm^3], afin d'obtenir une densité de racines fines exprimée en fonction du volume de sol, soit en [g/dm^3] (Delvoie et al., 2023).

4.6) Teneur en eau volumique et potentiel matriciel

La teneur en eau volumique et le potentiel matriciel sont mesurés sur le terrain en continu au moyen de capteurs GS1 et MPS-6, respectivement. Si ces capteurs s'avèrent être défectueux, ils sont remplacés par des capteurs du même modèle ou des capteurs similaires tels que TEROS10 et TEROS21. Les capteurs sont connectés à un enregistreur de données, qui enregistre les données toutes les heures. Ces capteurs et ces enregistreurs de données sont tous développés par l'entreprise américaine METER Group, spécialisée dans la fabrication et la vente d'instruments scientifiques et de capteurs (METER Group, 2022). Chaque parcelle est équipée de capteurs GS1 et MPS-6 et ce pour les sept profondeurs suivantes : 10, 20, 30, 50, 100, 150 et 200 [cm].

Les capteurs GS1 mesurent des teneurs en eau volumique comprises entre 0 et 0,64 [cm^3/cm^3] avec une précision de $\pm 0,03$ [cm^3/cm^3] et une résolution de 0,001 [cm^3/cm^3]. Les capteurs MPS-6, quant à eux, mesurent des potentiels compris entre la quasi-saturation et la sécheresse de l'air, soit entre -9 [kPa] et -100 000 [kPa] (soit de pF 2 à pF 9) avec une précision de $\pm 10\%$ et une résolution de 0,1 [kPa] (Integrator Guides - METER Group, 2023).

GS1 mesure la teneur en eau, celle-ci indique uniquement le pourcentage d'eau dans le sol. Ajouter un capteur MPS-6 permet également de savoir si cette eau est disponible ou non pour les plantes. De plus, le potentiel matriciel ne dépend pas du type de sol, contrairement à la teneur en eau, ce qui permet de comparer l'humidité des différentes parcelles indépendamment de leur types de sols (METER Group, 2022).

Précisons que l'entretien et la vérification des capteurs ne se fait pas à une fréquence élevée et ce en raison de la météo et de la difficulté d'accessibilité des parcelles. De plus, lorsqu'une anomalie est détectée au sein d'un capteur, la résolution du problème s'avère complexe et prend du temps. C'est pourquoi les bases de données contiennent des données manquantes et/ou aberrantes. Avant d'utiliser les bases de données, celles-ci ont dès lors été filtrées. Si deux valeurs consécutives de teneurs en eaux volumiques avaient une différence de plus de 0,05 [cm³/cm³/h], ou si deux valeurs consécutives de potentiels matriciels avaient une différence de plus de 0,01 [pF], la seconde valeur fut considérée comme aberrante et remplacée par non applicable (NA). Ensuite, une distribution normale a été établie pour chaque profondeur, permettant d'éliminer les valeurs situées en dehors de l'intervalle de confiance de cinq pourcents de part et d'autre de la distribution. Le traitement de données fut réalisé à l'aide du logiciel Rstudio.

4.7) Propriétés hydrauliques du sol

Les propriétés hydrauliques de l'ensemble des parcelles et des profondeurs ont été obtenues, par LabEcoh, grâce à une expérience d'évaporation et une mesure de la conductivité à saturation à l'aide des appareils HYPROP, KSAT et WP4C de l'entreprise METER Group (annexe 5). Un échantillon de sol non perturbé est récolté dans un anneau de 250 [ml], il est saturé et il est placé sur l'unité KSAT et ensuite sur l'unité HYPROP. KSAT est un appareil de mesure qui dispose d'une colonne d'eau avec une burette pour contrôler le débit d'eau et qui utilise l'échantillon de sol pour prendre des mesures de conductivités. L'appareil HYPROP est équipé de deux tensiomètres de haute précision et d'une balance connectée. Pendant que l'eau s'évapore de l'échantillon, l'appareil mesure à la fois les variations du potentiel hydrique et de masse au cours du temps. En se basant sur ces mesures de masses et à l'aide du logiciel informatique Labros soil view analysis (Software - METER Group, 2023), il est possible de déduire la teneur en eau. En combinant cela avec l'appareil WP4C, qui détermine les teneurs en eau pour des potentiels hydriques élevés, l'ensemble des paramètres des courbes de rétention et de conductivité peuvent être approximés (WP4C - METER Group, s. d.). La qualité des ajustements est quantifiée sur base des valeurs des erreurs quadratiques moyennes calculées pour les données de teneur en eau (RMSE_TH). L'erreur quadratique moyenne est une indication de la distance moyenne entre la valeur prédite et la valeur mesurée. Le modèle qui présentait l'erreur quadratique moyenne la plus faible est retenu.

Dans ce mémoire, le modèle hydraulique utilisé est celui de Durner (Durner, 1994). Celui-ci est une adaptation du modèle de van Genuchten (van Genuchten, 1980) qui permet de définir des fonctions unimodales et multimodales. Ce modèle est défini selon l'équation suivante :

$$S_e(h) = \sum_{i=1}^k w_i \left[\frac{1}{1 + (\alpha_i |h|)^{n_i}} \right]^{m_i}$$

avec

$$m_i = 1 - \frac{1}{n_i} \quad \text{et} \quad S_e(h) = \frac{\theta(h) - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$$

- S_e : Taux de saturation [-]
- h : Potentiel matriciel [kPa ou pF]
- k : Facteur qui correspond à un modèle unimodal (k=1) ou bimodal (k=2) [-]
- w_i : Facteur de pondération entre les deux fonctions i=1 et i=2 [-]
- θ : Teneur en eau volumique [cm³/cm³]
- θ_r : Teneur en eau résiduelle [cm³/cm³]
- θ_s : Teneur en eau à saturation [cm³/cm³]
- α_i : Paramètre lié à l'inverse de la hauteur de pression d'entrée de l'air [-]
- n_i : Paramètre lié à la distribution de la taille des pores [-]

La conductivité hydraulique est définie comme suit, selon le modèle hydraulique de Durner (Durner, 1994) :

$$K(S_e) = K_s \sum_{i=1}^k (w_i S_{e,i})^\tau \left[\frac{\sum_{i=1}^2 w_i \alpha_i \left[1 - \left(1 - S_{e,i}^{1/m_i} \right)^{m_i} \right]}{\sum_{i=1}^2 w_i \alpha_i} \right]^2$$

avec $m_i = 1 - \frac{1}{n_i}$

- K : Conductivité hydraulique [cm/j]
- S_e : Taux de saturation [-]
- k : Facteur qui correspond à un modèle unimodal (k=1) ou bimodal (k=2) [-]
- K_s : Conductivité hydraulique à saturation [cm/j]
- τ : Paramètre lié à la tortuosité [-](Schaap & Leij, 2000)
- α_i : Paramètre définit comme l'inverse de la hauteur de pression d'entrée de l'air [-]
- n_i : Paramètre lié à la distribution de la taille des pores [-]

Pour les parcelles R40 et R10, les valeurs de conductivités hydrauliques à saturation (K_s) ont été imposées manuellement dans le logiciel parce que celles-ci ont été mesurées aux différentes profondeurs à l'aide de KSAT. Les parcelles CA et P ne possédant pas de mesures de K_s , celles-ci ont également été optimisées par le logiciel. La qualité des ajustements fut vérifiée via les valeurs de RMSE_K.

Un avantage de KSAT et HYPROP est qu'ils sont automatisés et nécessitent peu d'espace en laboratoire. Cependant, un inconvénient est que les mesures prennent beaucoup de temps (KSAT - METER Group, s. d.).

4.8) Structure

La structure du sol est la forme, la taille et la disposition des particules solides et des espaces vides (Lal, 1991). Comme mentionné dans la section « Etat de l'art » de ce mémoire, il existe de nombreux indicateurs physiques, chimiques et biologiques de structure. Parmi ces indicateurs, seule une partie peut être utilisée dans ce mémoire.

Tout d'abord, la masse volumique apparente, la porosité totale et la densité racinaire sont les trois indicateurs de structure qui seront utilisés et qui ne sont pas déduits des courbes de rétention et de conductivité. Sachant qu'un des sous objectifs de ce mémoire est d'évaluer le lien entre le carbone et la structure, il serait dès lors absurde d'utiliser le carbone comme indicateur de structure. Le magnésium extractible, le nombre de verres de terres, la résistance à la pénétration, le taux d'infiltration, la géométrie des agrégats, la distribution de la taille des agrégats, l'index de stabilité des agrégats, la géométrie des pores, le degré de compacité et le score de l'évaluation visuelle de la structure (VESS) sont tous des indicateurs qui ne seront pas utilisés dans ce mémoire, puisqu'ils n'ont pas été mesurés. Cependant, la teneur en eau à saturation (θ_s), la teneur en eau à la capacité au champ (θ_{CAC}), la teneur en eau au point de flétrissement permanent (θ_{PFF}), la teneur en eau résiduelle (θ_r), la capacité de l'air (CDA), la réserve en eau utile (REU), la conductivité hydraulique à saturation (K_s) et le taux de contribution à l'humidité des pores seront déduits des courbes de rétention et de conductivité et utilisés comme indicateurs de structure.

La capacité de l'air (CDA) se réfère à la teneur en air à la capacité au champ, qui correspond à la capacité de stockage pour les eaux souterraines et est définie par l'équation suivante :

$$CDA = \theta_s - \theta_{CAC}$$

où

- θ_s : la teneur en eau volumique à saturation ($pF=0$) [cm^3/cm^3]
- θ_{CAC} : la teneur en eau volumique à la capacité au champ ($pF=2,5$) [cm^3/cm^3]

La réserve en eau utile (REU) quant à elle est la proportion de la réserve en eau du sol qui est disponible pour les plantes et elle est définie par la formule suivante :

$$REU = \theta_{CAC} - \theta_{PFF}$$

où

- θ_{CAC} : la teneur en eau volumique à la capacité au champ ($pF=2,5$) [cm^3/cm^3]
- θ_{PFF} : la teneur en eau volumique au point de flétrissement permanent ($pF=4,2$) [cm^3/cm^3]

D'autres paramètres issus des courbes de rétention, notamment n , qui est lié à la distribution de la taille des pores, ainsi que les différences entre les teneurs en eau volumiques à des potentiels matriciels spécifiques ($\theta(pF0)-\theta(pF1)$, $\theta(pF1)-\theta(pF2)$, $\theta(p2)-\theta(pF3)$, $\theta(pF3)-\theta(pF4)$) seront également utilisés pour évaluer la structure des sols. De plus, certains paramètres dérivés des courbes de conductivité seront aussi utilisés, tels que les différences entre les conductivités hydrauliques à des potentiels matriciels donnés ($K(pF0)-K(pF1)$, $K(pF1)-K(pF2)$, $K(p2)-K(pF3)$, $K(pF3)-K(pF4)$).

Finalement, le dernier indicateur de structure que nous étudierons est le taux de contribution des pores à l'humidité. Celui-ci peut être déduit des teneurs en eau volumiques maximums et minimums selon la formule suivante :

$$\tau(h) = \frac{\theta(h) - \theta_{min}}{\theta_{max} - \theta_{min}}$$

avec

- $\tau(h)$: Taux de contribution à l'humidité [-]
- $\theta(h)$: Teneur en eau volumique [cm^3/cm^3] en fonction du potentiel matriciel [m]
- θ_{min} : Teneur en eau volumique minimum [cm^3/cm^3]
- θ_{max} : Teneur en eau volumique maximum [cm^3/cm^3]

Ensuite, grâce à quelques manipulations de la loi de Jurin-Laplace (1717) il va être possible de lier le taux de contribution au diamètre des pores. La loi de Jurin-Laplace permet de calculer initialement la hauteur à laquelle l'eau monte ou descend dans un tube capillaire et elle s'exprime selon l'équation suivante :

$$h = \frac{2 \gamma \cos(\alpha)}{r \rho g}$$

avec

- h : Hauteur d'eau [m]
- γ : Coefficient de tension superficielle de l'eau à 25°C ($72,8 \cdot 10^{-3}$) [N/m]
- α : Angle de contact entre l'eau et la paroi du tube (= 45) [°]
- r : Rayon du tube [m]
- ρ : Masse volumique de l'eau (=1000) [kg/m^3]
- g : Accélération de la pesanteur [m/s^2]

Grâce à quelques manipulations de la formule de Jurin-Laplace, il est possible d'exprimer le diamètre des pores en fonction du potentiel matriciel. La formule devient dès lors la suivante :

$$D = - \frac{4 \gamma \cos(\alpha)}{h \rho g}$$

avec

- D : Diamètre du pore [m]
- γ : Coefficient de tension superficielle de l'eau à 25°C ($72,8 \cdot 10^{-3}$) [N/m]
- α : Angle de contact entre l'eau et la paroi (= 45) [°]
- h : Potentiel matriciel [m]
- ρ : Masse volumique de l'eau (=1000) [kg/m^3]
- g : Accélération de la pesanteur [m/s^2]

Il est finalement possible de relier le taux de contribution à l'humidité et les différents diamètres des pores. La figure 11 illustre grossièrement le type de résultats attendus, avec le

taux de contribution en fonction du diamètre des pores. Les micropores sont définis par des diamètres allant de cinq [μm] à 30 [μm]. Les mésopores ont des diamètres compris entre 30 [μm] et 75 [μm] et les macropores sont ceux dont le diamètre dépasse 75 [μm] (Brewer, 2004).

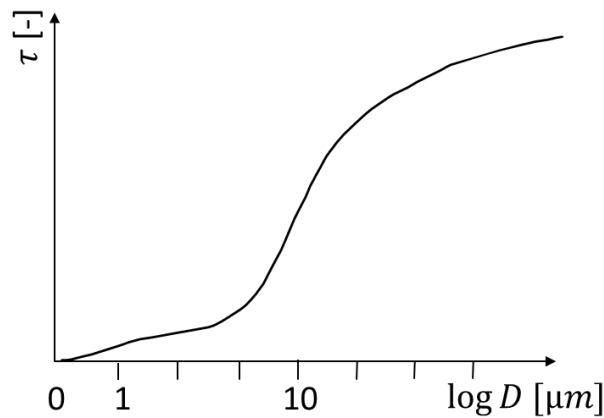


Figure 11: Taux de contribution à l'humidité en fonction du logarithme en base 10 du diamètre des pores.

5) Analyse de l'impact du carbone sur la structure et sur les propriétés hydrauliques du sol

La dernière étape de cette étude consiste à analyser l'impact du carbone sur la structure et sur les propriétés hydrauliques du sol. À cet effet, des coefficients de corrélation ont été calculés. Le tableau 3 illustre l'ensemble des relations pour lesquelles des coefficients de corrélation ont été calculés, telles que les relations entre les teneurs massiques en carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure pour la tendance générale (bleu), les parcelles (R40, R10, CA et P) et les profondeurs (10, 20, 30 et 50 [cm]). Le choix d'utiliser le COS au lieu du carbone total, s'explique par le fait que c'est le COS qui interagit avec la structure et pas le carbone inorganique. L'ensemble des corrélations ont été calculées pour les profondeurs de 10 à 50 [cm] étant donné que les teneurs en carbone ne sont pas disponibles jusqu'à 200 [cm].

Ensuite, pour évaluer la significativité des coefficients de corrélation, le test de nullité de corrélation fut utilisé. Il détermine si le coefficient de corrélation entre deux variables est statistiquement différent de zéro. Ce test repose sur une statistique de test, généralement le coefficient de corrélation (r) lui-même et une distribution t de Student. En utilisant la statistique de test calculée, la p -valeur associée peut être déterminée. En comparant la p -valeur à un seuil de significativité prédéfini (p -valeur $< 0,05$), il est possible de décider de rejeter ou non l'hypothèse nulle. Si la p -valeur est inférieure au seuil de significativité, l'hypothèse nulle est rejetée, ce qui suggère qu'il existe des preuves statistiquement significatives d'une corrélation entre les variables. Ces résultats seront présentés et discutés dans la section « Discussion ».

Tableau 3: Exemple de table de corrélation qui regroupera l'ensemble des coefficients de corrélations calculés entre les teneurs massiques en carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure pour la tendance générale (bleu), les parcelles de la zone reforestée depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), de la prairie (P), de la zone à l'abandon (CA) et les profondeurs de 10 (gris), 20 (brun), 30 (mauve) et 50 (orange) [cm].

10-50 [cm]	COS								
	Générale	R40	R10	CA	P	10	20	30	50
Masse volumique apparente									
Porosité totale									
Densité racines fines									
n1									
n2									
θ_s									
θ_{CAC}									
θ_{PFP}									
CDA									
REU									
PFP- θ_r									
$\theta_s - \theta(pF1)$									
$\theta(pF1) - \theta(pF2)$									
$\theta(pF2) - \theta(pF3)$									
$\theta(pF3) - \theta(pF4)$									
Ks									
Ks-K(pF0)									
K(pF0)-K(pF1)									
K(pF1)-K(pF2)									
K(pF2)-K(pF3)									
K(pF3)-K(pF4)									

Résultats

1) Données mesurées en amont de ce mémoire

L'ensemble des données météorologiques et des propriétés physiques de cette section ont été mesurées pour des études antérieures à ce mémoire et ne sont donc pas propres à ce travail.

1.1) Données météorologiques

La figure 12 illustre les données mensuelles de précipitations, de températures moyennes, minimales et maximales mesurées par la station météorologique de São Francisco Xavier entre janvier 2019 et janvier 2022. La variation saisonnière est visible et la saison sèche y est mise en évidence (gris). La saison sèche détient des températures fraîches, avec des minimums pouvant atteindre occasionnellement moins de cinq [°C]. La saison humide quant à elle est caractérisée par des températures moyennes plus élevées pouvant atteindre plus de 20 [°C]. Les températures maximales sont observées en fin de saison sèche et elles atteignent 33 [°C].

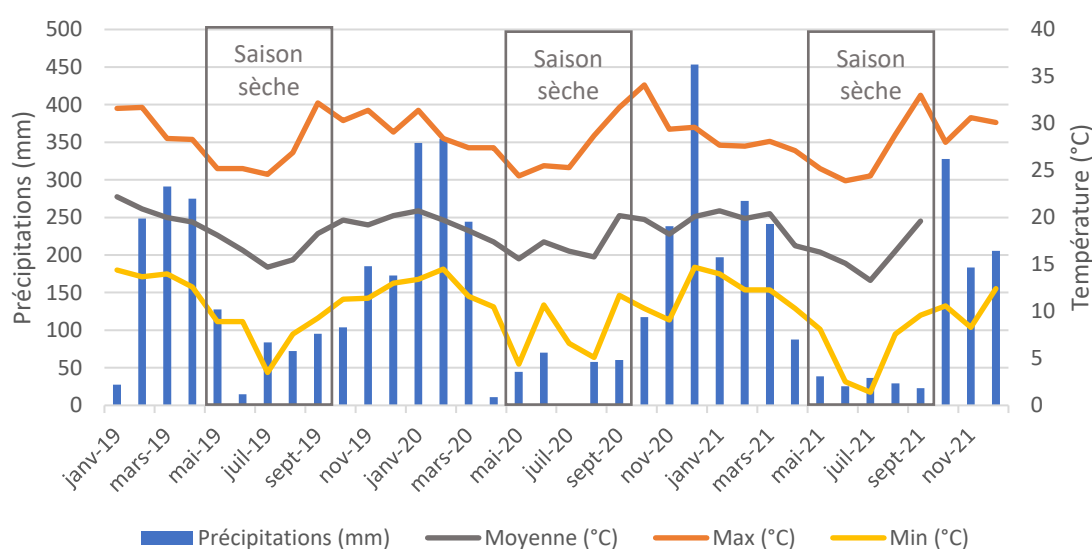


Figure 12: Graphique des précipitations mensuelles cumulées (bleu) et des températures mensuelles maximales, minimales et moyennes mesurées à la station météorologique de l'INPE à São Francisco Xavier entre janvier 2019 et janvier 2022.

1.2) Texture

Le tableau 4 illustre les résultats de l'analyse granulométrique, réalisée par le laboratoire IAC. Les classes texturales sont définies sur base du triangle textural USDA. L'ensemble du profil de sol de la parcelle R40 est situé dans la classe texturale argile. CA présente un profil textural similaire, mise à part à 0,2 [m] de profondeur où sa classe texturale est argile sableuse. Ensuite, le profil de sol P possède des classes texturales différentes en fonction de la profondeur. Les 20 premiers centimètres sont classés comme argiles sableuses tandis que le reste est qualifié de sol argileux avec comme exception la profondeur deux mètres qui est classée comme limon argilo-sableux. Finalement, R10 possède le profil textural le plus différent des trois autres parcelles. La classe texturale dominante est limon argilo-sableux. L'annexe 6 situe les échantillons de chaque parcelle dans les triangles texturaux USDA. Cela permet d'observer que

malgré un changement de classe texturale, les échantillons ne sont parfois pas situés très loin les uns des autres.

Le critère limon/argile permet d'informer sur le degré d'altération du sol. En effet, si la fraction argileuse est plus élevée alors on a affaire à une altération plus intense. Si le critère limon/argile est inférieur à 0,2 alors le sol est qualifié comme très altéré. On observe que le degré d'altération varie d'une parcelle à l'autre et également selon la profondeur.

Tableau 4: Classes texturales issues de l'analyse granulométrique effectuée par l'IAC et définies sur base du triangle USDA. Critère limon/argile calculé en divisant la teneur en limon (%) par la teneur en argile (%), des zones reforestées il y a plus de 40 ans (R40) et il y a plus de 10 ans (R10), de la prairie (P) et de la zone abandonnée (CA).

	Profondeur (m)	Classe texturale	Critère limon/argile
R40	0,1	Argile	0,3
	0,2	Argile	0,3
	0,3	Argile	0,2
	0,5	Argile	0,3
	1,0	Argile	0,2
	1,5	Argile	0,2
	2,0	Argile	0,1
R10	0,1	Limon argilo-sableux	0,5
	0,2	Argile	0,2
	0,3	Limon argilo-sableux	0,4
	0,5	Limon argilo-sableux	0,4
	1,0	Limon argilo-sableux	0,3
	1,5	Limon argilo-sableux	0,5
	2,0	Limon argilo-sableux	0,7
CA	0,1	Argile	0,3
	0,2	Argile sableuse	0,3
	0,3	Argile	0,2
	0,5	Argile	0,2
	1,0	Argile	0,2
	1,5	Argile	0,2
	2,0	Argile	0,2
P	0,1	Argile sableuse	0,3
	0,2	Argile sableuse	0,2
	0,3	Argile	0,2
	0,5	Argile	0,2
	1,0	Argile	0,2
	1,5	Argile	0,1
	2,0	Limon argilo-sableux	0,5

La figure 13 illustre les proportions respectives d'argile, de limon et de sable pour chaque échantillon. Les échantillons de R40, malgré qu'ils soient classés dans la classe texturale argile, présentent un gradient entre 43 et 56% d'argile. La teneur en argile augmente avec la profondeur, indiquant un processus de lessivage des argiles. Les proportions de limon et de sable diminuent avec la profondeur, de 12 à 5% pour les limons et de 44 à 38% pour les sables. R10 possède des teneurs en argile nettement inférieures aux autres profils de sols, sauf pour 0,2 [m]. Les teneurs en argile varient de 20 à 33%, sauf pour 0,2 [m] où la proportion d'argile est de 53%. Cette dernière valeur étant extrêmement élevée en comparaison à ces voisines sera discutée ultérieurement. Le profil de sol de CA a des teneurs en argile qui varient entre

39 et 54%. Il ne présente pas une augmentation des teneurs en argile avec la profondeur aussi marquée que R40. Cependant, ces deux profils restent proches en termes de texture. P a également un comportement similaire à R40. En effet, la teneur en argile augmente avec la profondeur de 39% à 52% et ce jusqu'à 1,5 [m]. A deux mètres, la proportion de sable augmente soudainement de 40% à 60%. Cela indique une altération moindre des horizons plus profonds.

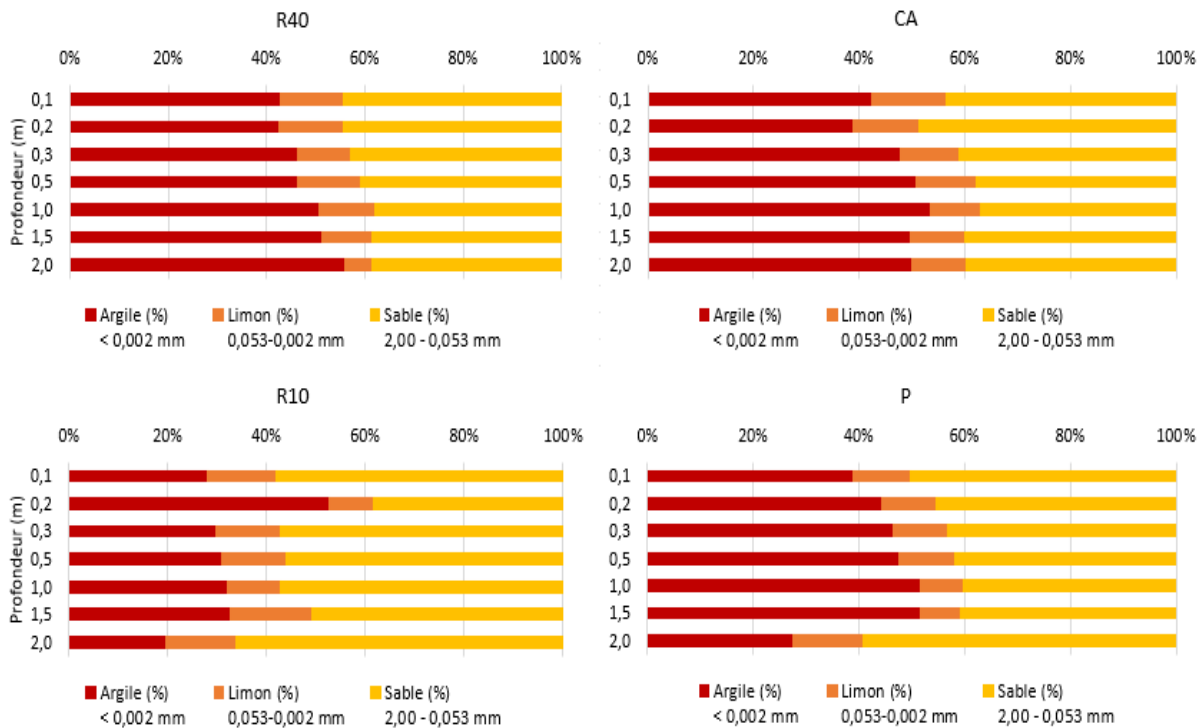


Figure 13: Résultats de l'analyse texturale effectuée par l'IAC sur les échantillons des zones reforestées il y a plus de 40 ans (R40) et il y a plus de 10 ans (R10), de la prairie (P) et de la zone abandonnée (CA). La teneur en argile (rouge), la teneur en limon (orange) et la teneur en sable (jaune) y sont représentées.

1.3) Masse volumique apparente

La masse volumique apparente (ρ_a) a été déterminée par deux laboratoires (IAC et LabEcoh) à l'aide de la même méthode mais sur des échantillons de sol différents. En effet, l'IAC a mesuré ρ_a sur des échantillons de sol antérieurs correspondants aux mêmes parcelles et aux mêmes profondeurs que les échantillons utilisés par LabEcoh. Ensuite, une moyenne et des écarts types ont été calculés entre la valeur de ρ_a de LabEcoh et de l'IAC, pour chaque parcelle et chaque profondeur. Ces moyennes et ces écarts types sont illustrés sur la figure 14. Les ρ_a augmentent avec la profondeur, cela s'explique par le tassement dû au poids du sol et peut-être aussi par la matière organique présente dans les horizons de surface qui possède une ρ_a plus faible que les particules de sols. Les valeurs de masses volumiques apparentes sont comprises entre 0,9 et 1,5 [g/cm³]. Ce sont des ρ_a normales pour ces classes texturales (Sanchez, 2019b). Le profil de sol R40 possède les ρ_a les plus faibles et R10 les plus élevées.

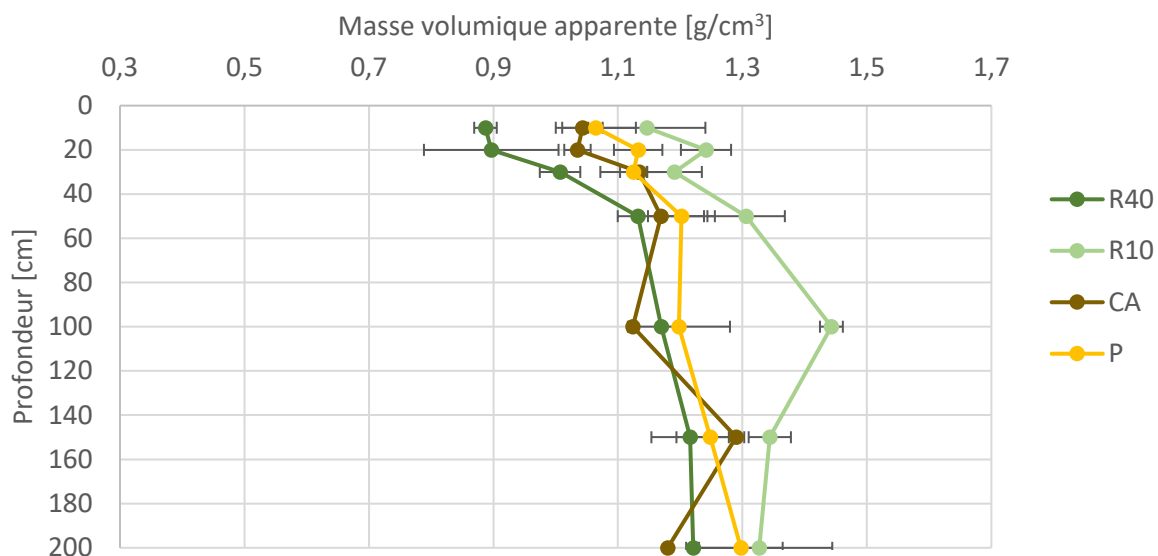


Figure 14: Masses volumiques apparentes des zones reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), de la prairie (P) et de la zone à l'abandon (CA). Les masses volumiques apparentes correspondent aux moyennes calculées sur base des résultats des laboratoires IAC et LabEcoh. Les écarts types représentent la différence entre les résultats des deux laboratoires.

1.4) Porosité totale

La figure 15 présente la porosité totale des quatre parcelles, calculée sur base de la moyenne des masses volumiques apparentes mesurées par les laboratoires LabEcoh et IAC. La porosité diminue globalement avec la profondeur. Les résultats ne sont pas surprenants étant donné que l'on s'attend qu'au plus la ρ_a est élevée, au plus la porosité totale sera faible. La parcelle R10 est effectivement celle qui possède la porosité totale la plus faible et dont la masse volumique apparente est la plus élevée.

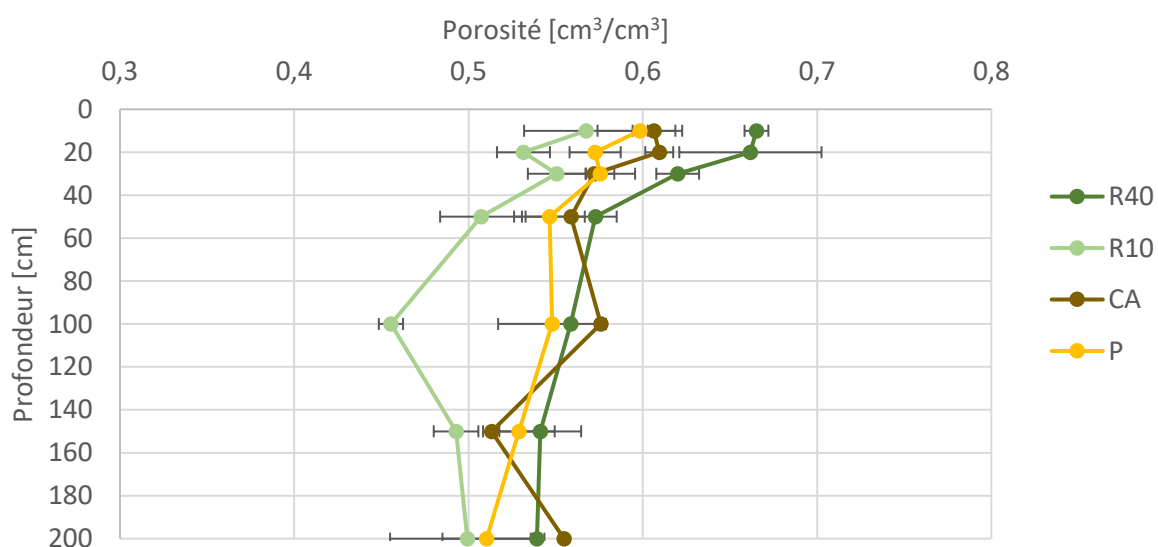


Figure 15: Porosités totales des zones reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), de la prairie (P) et de la zone à l'abandon (CA). Les porosités totales sont calculées sur base des moyennes des masses volumiques apparentes mesurées par les laboratoires IAC et LabEcoh. Les écarts types représentent la différence entre les résultats des deux laboratoires.

1.5) Densité racinaire

La figure 16 illustre les densités des racines fines (<2 [mm]) aux différentes profondeurs des parcelles R40, R10 et P. Malheureusement, aucune donnée n'est disponible pour la parcelle CA. Pour rappel, pour chaque échantillon, la densité de racines fines [g/kg] a été calculée en divisant la masse des racines fines [g] par la masse de sol sec [kg]. Ensuite, la densité racinaire moyenne de chaque triplicat a été multipliée par la masse volumique apparente du sol [g/cm³], déterminée précédemment, afin d'obtenir une densité de racines fines exprimée en fonction du volume de sol [g/dm³]. Les écarts types sont calculés sur base des triplicats.

Dans l'ensemble des profils, une diminution de la densité de racines fines avec la profondeur est observée. La majorité des racines fines, 46% pour P, 50% pour R40 et 48% pour R10, sont présentes entre 0 et 10 [cm]. La prairie (P) possède les densités de racines fines les plus élevées sur tout le profil. Entre R40 et R10, bien que R40 semble avoir une densité racinaire supérieure à R10, aucune différence significative n'est observée (p-valeur = 0,21).

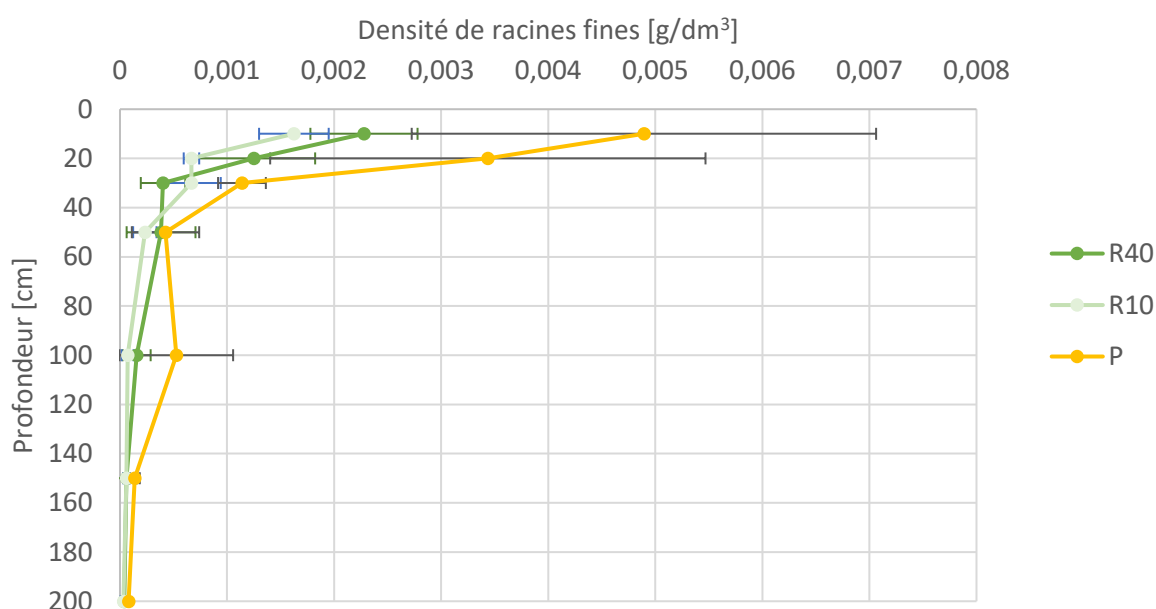


Figure 16: Profils verticaux des densités de racines fines (<2mm), exprimées par rapport au volume de sol, mesurées sur les zones reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les barres d'erreurs représentent les écarts types calculés sur base des triplicats.

1.6) Conductivités hydrauliques à saturation

Pour rappel, les conductivités hydrauliques à saturation (K_s) ont été mesurées par l'instrument KSAT, uniquement pour les parcelles R40 et R10. La moyenne et les écarts types des triplicats de chaque profondeur sont illustrés dans la figure 17. On observe une grande variation de K_s intra et inter-parcellaire. La K_s diminue globalement avec la profondeur. Cela indique une conductivité inférieure pour les horizons plus profonds.

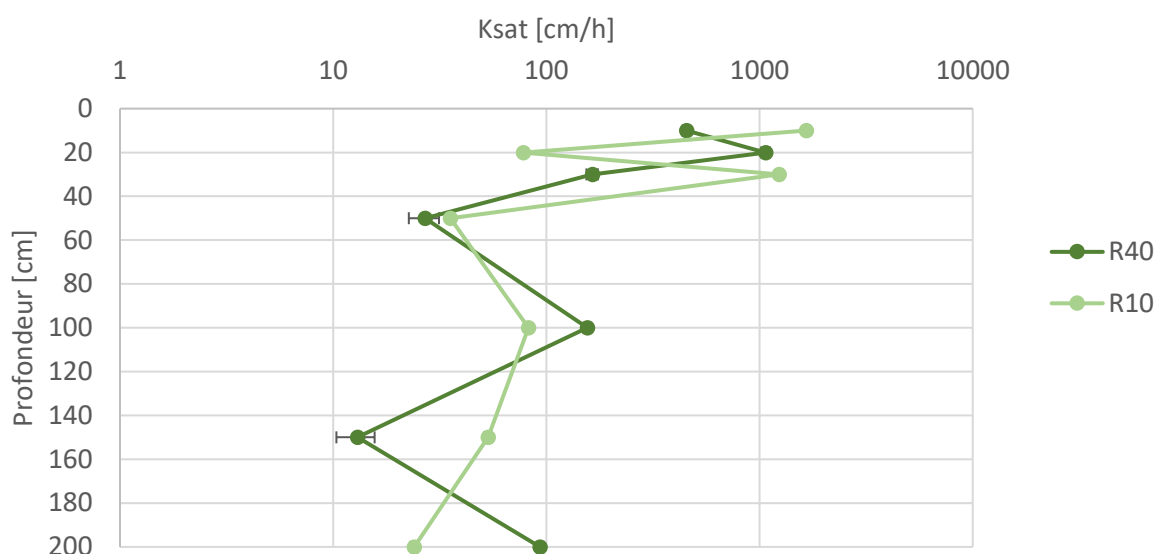


Figure 17: Conductivités hydrauliques à saturation mesurées avec l'instrument KSAT par LabEcoh pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10). La moyenne des triplicats et les écarts types associés sont affichés.

De nouvelles valeurs de K_s de R40, R10 et P ont été mesurées récemment avec l'appareil KSAT, par LabEcoh à l'aide d'autres échantillons de sol et à des profondeurs différentes (tableau 5). Les valeurs de K_s sont élevées en surface et elles diminuent avec la profondeur. Ce qui est remarquable, c'est que les K_s de la prairie (P) sont inférieures à celles des deux forêts (R40 et R10) en surface (0-20[cm]). Le sol de la prairie semble être moins perméable que les sols forestiers. P est peu exploitée, uniquement quelques vaches clairsemées y vivent, mais P continue à être entretenue et cela pourrait expliquer la perméabilité plus faible que les parcelles reforestées. En effet, le passage des machines agricoles lourdes responsables de l'entretien et du bétail peut engendrer la compaction des horizons de surface, réduisant ainsi la conductivité hydraulique à saturation (Chauvel et al., 1991).

Tableau 5: Conductivités hydrauliques à saturation mesurées avec l'instrument KSAT par LabEcoh sur d'autres échantillons pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10) et la prairie (P). La moyenne des triplicats et les écarts types associés sont affichés.

	P	R10	R40
Profondeur (cm)	K_s (cm/h)		
0-5	293 ± 224	964 ± 303	793 ± 233
15-20	65 ± 21	381 ± 132	391 ± 44
40-45	82 ± 55	16 ± 6	123 ± 60
60-65	81 ± 11	31 ± 23	122 ± 89
95-100	95 ± 32	19 ± 7	81 ± 57

2) Carbone total, inorganique, organique, labile, non-labile et azote total du sol

2.1) Carbone total

Le carbone total a été mesuré par le laboratoire MOCA via la méthode d'analyse élémentaire. Des duplicats ont été mesurés pour chaque échantillon et la figure 18 illustre les moyennes et les écarts types de ceux-ci. Les teneurs en carbone total sont exprimées en pourcentages massiques et elles diminuent avec la profondeur. Une valeur échappe à cette tendance. En effet, le contenu en carbone de la prairie (P) entre 20 [cm] et 30 [cm] augmente. La mesure à 20 [cm] est nettement inférieure aux valeurs voisines. Cette valeur sera discutée prochainement. La vieille forêt (R40) est la parcelle qui possède les teneurs en carbone les plus élevées, suivie de la prairie (P), de la zone déforestée (CA) et finalement, de la jeune forêt (R10). R40 possède près de deux fois plus de carbone que R10.

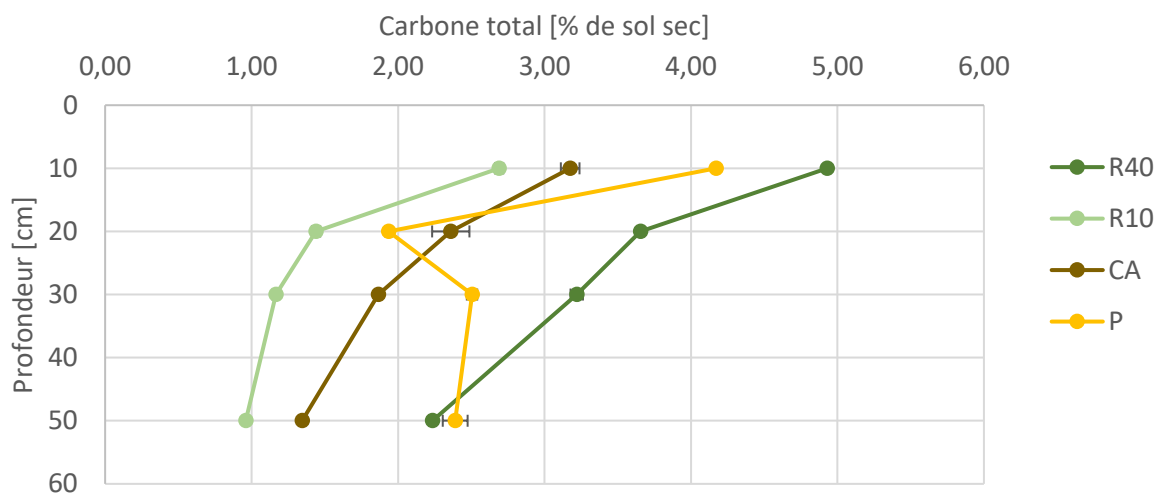


Figure 18: Moyennes des teneurs massiques en carbone total mesurées par MOCA à l'aide de l'analyseur élémentaire pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). La moyenne et les écarts types sont calculés sur base de duplicats.

2.2) Carbone inorganique

Les résultats de l'analyse des teneurs massiques en carbone inorganique du sol (CIS) sont repris dans la figure 19. Ces résultats ont été mesurés par MOCA à l'aide de la norme AFNOR 16375 (2013). Les valeurs de CIS sont très faibles dans les profils de sols, ce qui est attendu étant donné que la concentration en CIS des ferralsols brésiliens est généralement très faible (F. A. Marques et al., 2011). Deux mesures se situent sous le seuil de la limite de quantification de l'appareil. Il s'agit de R10 et R40 à 50 [cm]. Cela signifie que ces valeurs ne sont pas fiables. Les variations de carbone inorganique intra et inter-parcellaire sont de 0,3 % maximum. Ce sont des variations minimales qui sont non significatives (p -valeurs $> 0,05$).

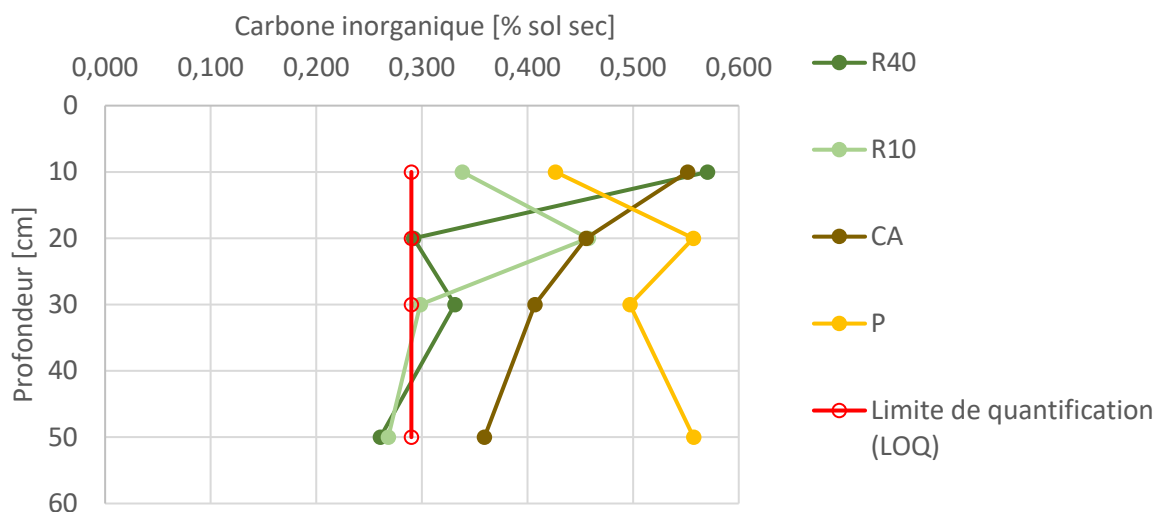


Figure 19: Teneurs massiques en carbone inorganique mesurées par MOCA à l'aide de la norme AFNOR 16375 (2013) pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA).

2.3) Carbone organique

Les teneurs massiques en carbone organique du sol (COS) ont été obtenues à l'aide de deux méthodes. Les résultats de la méthode indirecte, différences entre les teneurs massiques en carbone total et en CIS déterminées précédemment par MOCA, sont illustrés dans la figure 20. Les écarts types ont été calculés sur base des écarts types des teneurs en carbone total. La figure 21 illustre les résultats des teneurs massiques en COS obtenus à l'aide de la méthode directe du four à calcination. Des triplicats ont été mesurés, leurs moyennes et écarts types sont affichés dans la figure 21.

Dans la figure 20, R40 possède les teneurs en COS les plus élevées et R10 possède les teneurs les plus faibles sur tout le profil. Les teneurs en COS diminuent avec la profondeur. Cependant, étant donné que ces valeurs de COS sont issues des teneurs massiques de carbone total, la teneur en COS de la prairie entre 20 [cm] et 30 [cm] augmente. La mesure à 20 [cm] est à nouveau nettement inférieure aux valeurs voisines.

La méthode directe du four à calcination donne systématiquement des résultats supérieurs à ceux de la méthode indirecte (figure 21). De plus, avec la méthode du four à calcination, les teneurs en COS de R10 sont nettement inférieures à celles des trois autres profils. Plusieurs raisons peuvent expliquer ces différences, elles seront présentées dans la section « Discussion ». Enfin, la tendance de diminution de COS avec la profondeur est valable pour R10, CA et P, mais pas pour R40. En effet, R40 possède une tendance à la hausse entre 10 [cm] et 30 [cm]. Les écarts types sont grands, ce qui indique un degré de précision plus faible pour cette méthode que pour la méthode indirecte.

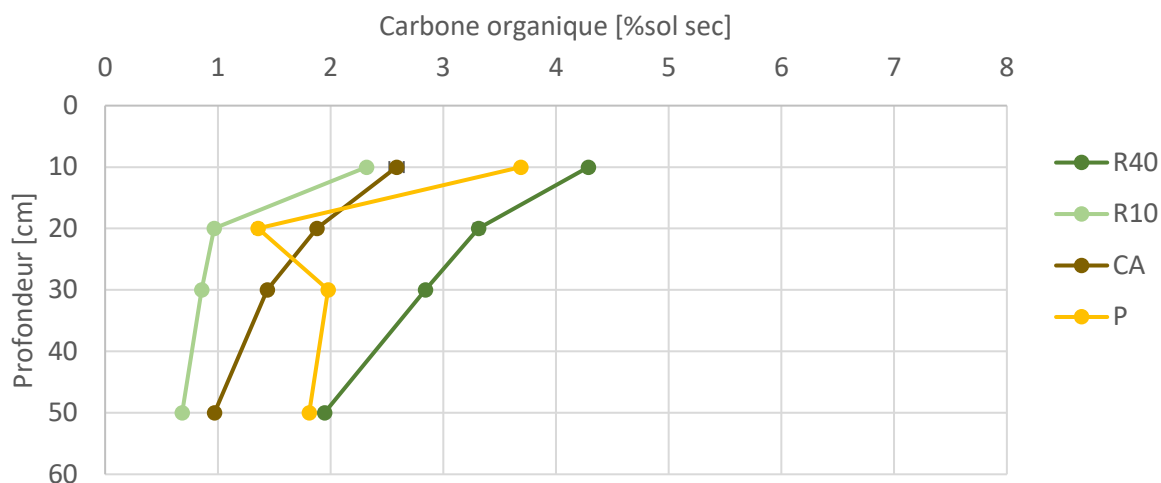


Figure 20: Teneurs massiques en carbone organique calculées sur base de la différence entre les teneurs en carbone total et en carbone inorganique mesurées par MOCA, pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les écarts types sont calculés sur base des incertitudes des mesures de carbone total.

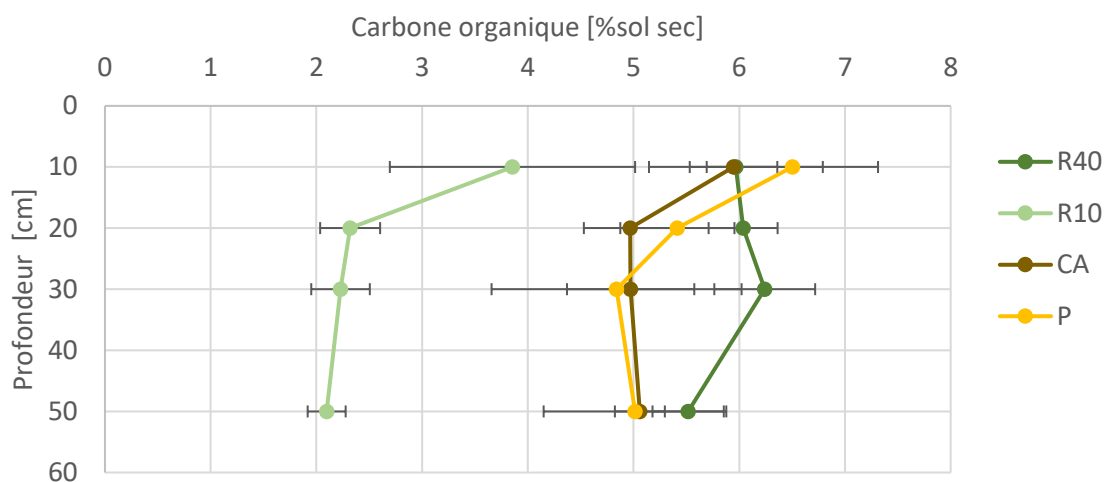


Figure 21: Teneurs massiques en carbone organique mesurées avec la méthode du four à calcination, pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les écarts types sont calculés sur base des triplicats.

2.4) Carbone labile

Pour rappel, le carbone labile possède un taux de renouvellement court, c'est la forme de COS responsable en partie de la fertilité du sol et qui constitue une source essentielle de minéraux accessibles aux plantes. La fraction labile du COS a été estimée par MOCA via la méthode du carbone oxydable au permanganate (POXC). Les moyennes et les écarts types des duplicats des teneurs massiques en carbone labile sont illustrés dans la figure 22. Les valeurs sont faibles, de l'ordre de 0,1% en surface et elles diminuent avec la profondeur, sauf pour CA, où il y a une augmentation entre 20 [cm] et 50 [cm]. R10 possède plus de carbone labile que les autres parcelles.

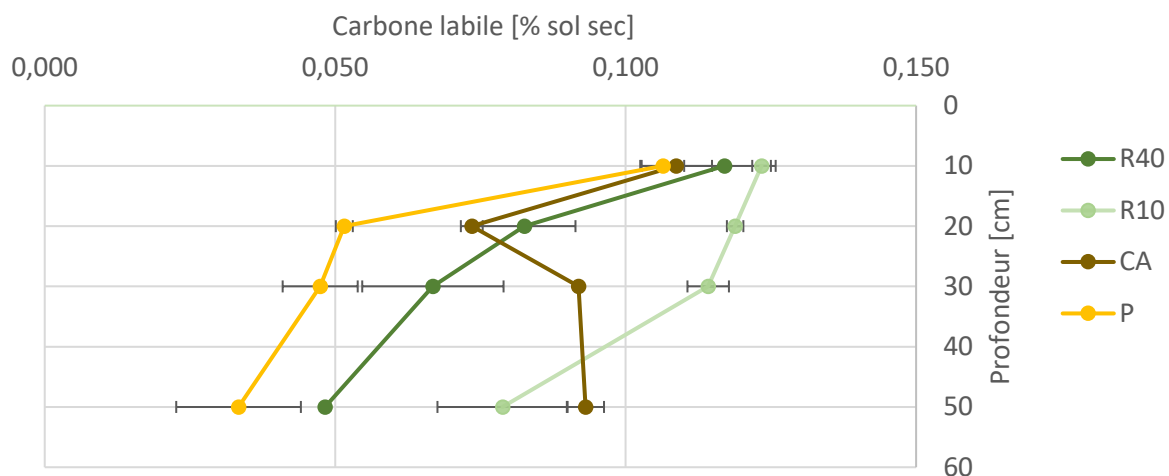


Figure 22: Moyennes des teneurs massiques en carbone labile mesurées avec la méthode du carbone oxydable au permanganate (POXC), pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les écarts types sont calculés sur base des duplicats.

2.5) Carbone non-labile

Le carbone non-labile est responsable de la structure du sol, notamment grâce au fait qu'il forme des agrégats avec les particules d'argile. Les teneurs massiques en carbone non-labile, illustrées dans la figure 23, sont nettement supérieures à celles de carbone labile. Cela signifie que la majorité du COS présent dans les sols des parcelles est sous forme non-labile. À nouveau, les teneurs en carbone non-labile diminuent avec la profondeur.

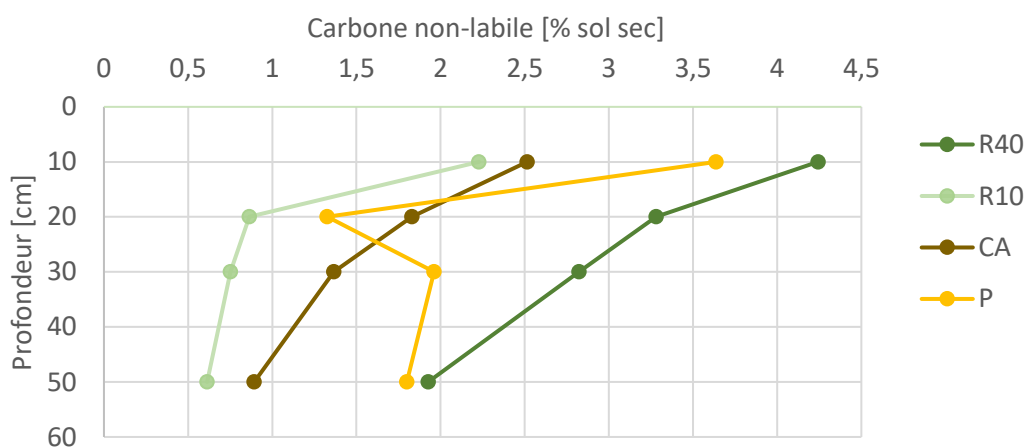


Figure 23: Teneurs massiques en carbone non-labile calculées sur base des différences entre les moyennes du carbone total, les moyennes de carbone labile et les mesures de carbone inorganique, toutes réalisées par MOCA, pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA).

2.6) Azote total et rapport C/N

Les teneurs massiques en azote total ont été mesurées par MOCA et via la méthode d'analyse élémentaire. Les teneurs en azote total diminuent avec la profondeur (figure 24). Une valeur échappe à cette tendance. En effet, le contenu en azote de la prairie (P) entre 20 [cm] et 30 [cm] augmente. La mesure à 20 [cm] est nettement inférieure aux valeurs voisines, tout

comme la valeur de carbone total mesurée à cette profondeur (figure 18). La vieille forêt (R40) est la parcelle qui possède les teneurs en azote les plus élevées, suivie de la prairie (P), de la zone à l'abandon (CA) et finalement, de la jeune forêt (R10).

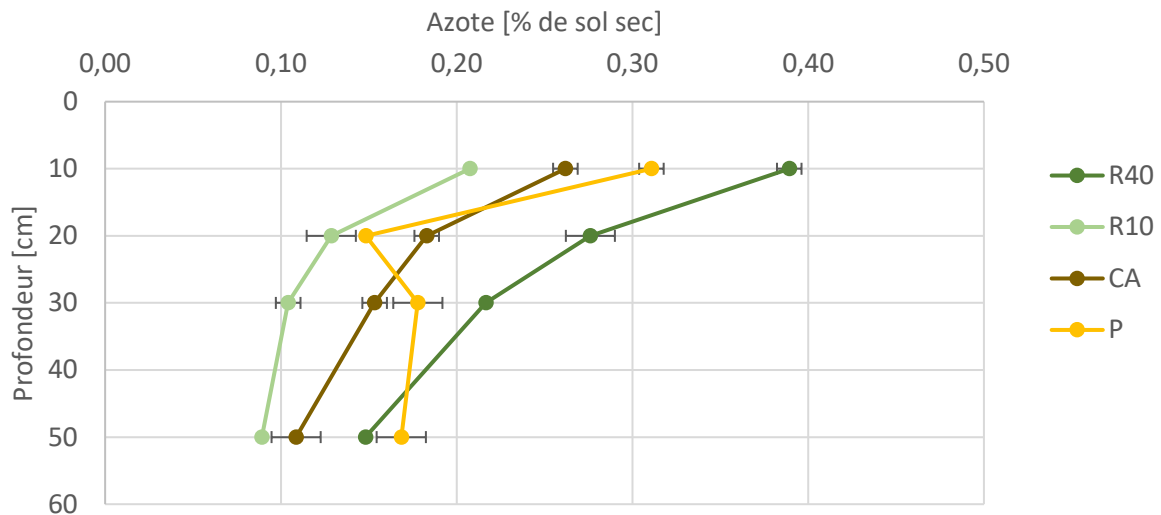


Figure 24: Moyennes des teneurs en azote total mesurées par MOCA à l'aide de l'analyseur élémentaire pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). La moyenne et les écarts types sont calculés sur base de duplicats.

La figure 25 présente les rapports C/N des différentes parcelles. Ces rapports sont calculés sur base des moyennes des teneurs massiques en carbone total et en azote total, présentées précédemment. Les rapports C/N varient entre 13,2 et 11,3 en surface (<20[cm]). Sachant que les rapports normaux de C/N sont généralement situés entre huit et 13, cela signifie que les quatre parcelles ont une activité biologique optimale et il n'y a pas de risque d'immobilisation de l'azote.

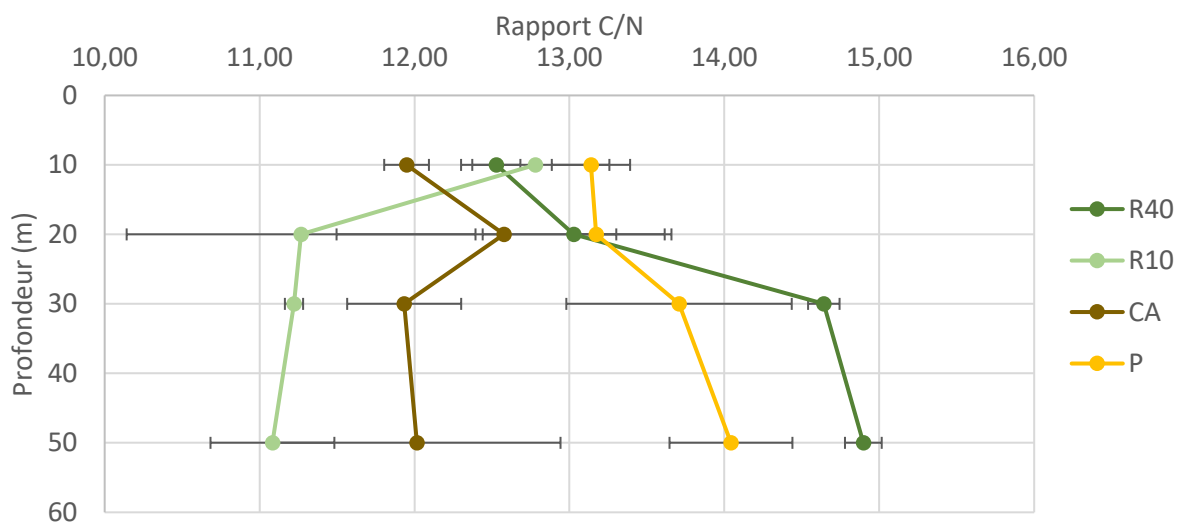


Figure 25: Rapports des teneurs massiques en carbone total (%sol sec) et des teneurs massiques en azote total (%sol sec), mesurées par MOCA à l'aide de l'analyseur élémentaire pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA).

3) Propriétés hydrauliques du sol

3.1) Courbes de rétention

L'ensemble des courbes de rétention sont regroupées dans la figure 26 et les paramètres optimisés par le logiciel Labros Soil View Analysis se trouvent dans l'annexe 7. Le modèle hydraulique utilisé est celui de Durner (Durner, 1994).

Dans l'ensemble des profils, à saturation, les horizons profonds (50, 100, 150 et 200 [cm]) ont des teneurs en eau inférieures aux horizons de surfaces (10, 20 et 30 [cm]). Les courbes grises (10 [cm]), brunes (20 [cm]) et mauves (30 [cm]) sont généralement situées au-dessus des courbes oranges (50 [cm]), vertes (100 [cm]), bleues (150 [cm]) et rouges (200 [cm]). Ceci est cohérent avec le fait que la porosité totale diminue avec la profondeur, dû au tassement lié au poids du sol et peut-être aussi dû au fait que l'effet du COS s'observe sur la teneur en eau à saturation (θ_s). En effet, au plus il y a de COS, au plus θ_s sera élevée (Rawls et al., 2003). La teneur en COS diminuant avec la profondeur, cela entraîne donc une diminution de θ_s . De plus, R40 qui possède les teneurs en COS les plus élevées a des θ_s supérieures aux trois autres parcelles, en comparant profondeur par profondeur.

La rétention en eau entre pF2 et pF4 est relativement homogène pour l'ensemble du profil R40, alors que les trois autres profils présentent une plus grande hétérogénéité. Cependant, au point de flétrissement permanent (pF4,2), l'ensemble des parcelles et des profondeurs, tendent à s'homogénéiser.

En observant les courbes de rétention, il est possible d'identifier hypothétiquement les différents horizons du sol. En effet, les courbes de rétention qui ont des comportements similaires peuvent être regroupées au sein d'un même horizon. Pour la parcelle R40, les trois horizons suivants pourraient être formés : 10+20 [cm], 30+50+100 [cm] et 150+200 [cm]. Pour la parcelle R10 seule les profondeurs 50+100 [cm] pourraient être rassemblées, formant ainsi six horizons. La prairie pourrait être composée également de six horizons avec un regroupement des profondeurs de 150+200 [cm]. Finalement, la parcelle CA ne peut pas être simplifiée à cause des comportements différents pour l'ensemble des profondeurs. Bien entendu, ce regroupement est hypothétique et il faudrait comparer ces regroupements avec des photos des profils de sol afin de pouvoir les confirmer. Malheureusement, je ne dispose pas d'une telle information et cela constitue une piste d'amélioration de ce mémoire.

Les données WP4C ont toutes été mesurées en triples (annexe 8) et ils permettent de valider le comportement des courbes de rétention pour des valeurs de pF élevées.

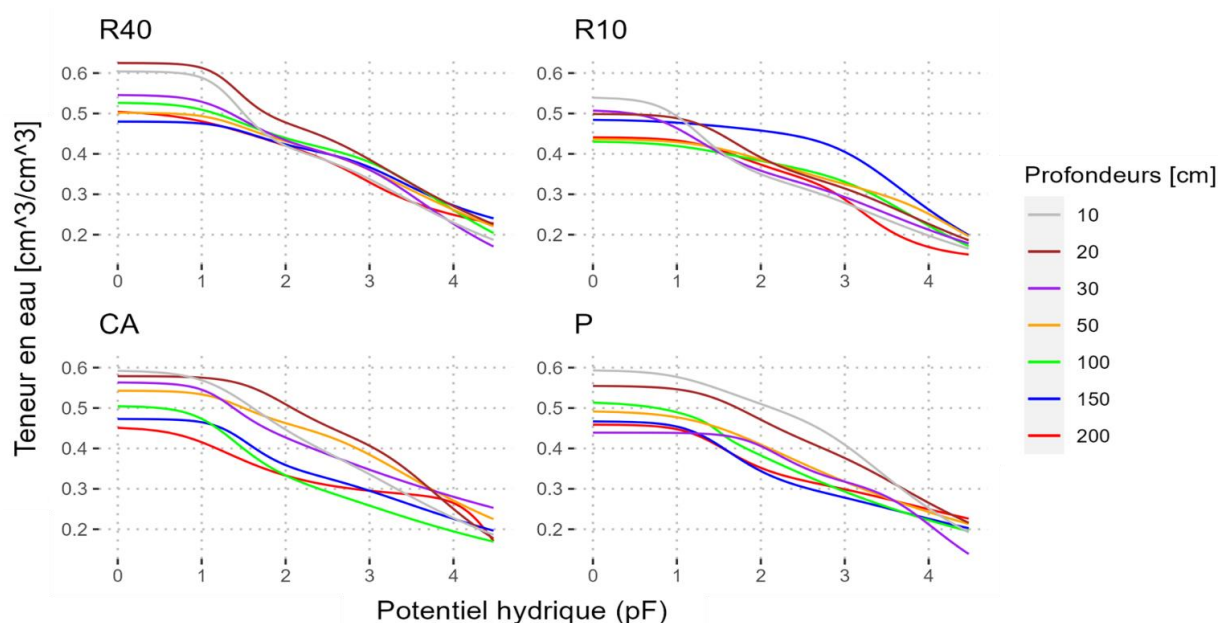


Figure 26: Courbes de rétention d'eau optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994), pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA).

Comme le type de sol est similaire sur les quatre parcelles, les propriétés des horizons profonds, qui ne sont pas affectés par la surface (végétation, carbone, érosion, etc), devraient être similaires. Des comparaisons inter parcellaire ont donc été effectuées. La comparaison entre P (lignes continues) et CA (lignes pointillées), démontre qu'en dessous de 100 [cm] (vert) les courbes de rétention sont similaires (figure 27). Au-dessus, les différences entre ces deux profils pourraient s'expliquer par l'effet de la végétation et des différents niveaux d'altération.

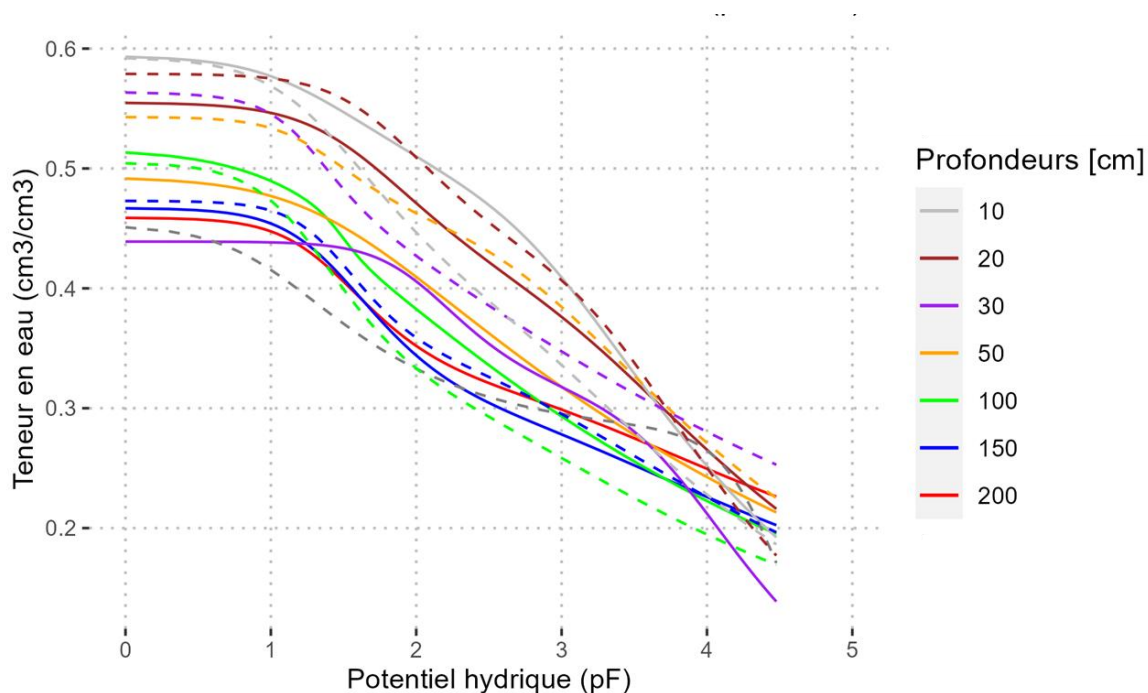


Figure 27: Comparaison des courbes de rétention d'eau optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994), pour la prairie (P=lignes continues) et la zone abandonnée (CA=lignes pointillées).

La figure 28 illustre la comparaison entre P (lignes continues) et R10 (lignes pointillées) et démontre que les courbes de rétention ne sont pas similaires. En effet, même en dessous de 100 [cm], les courbes de rétention des deux parcelles sont relativement différentes. Cela pourrait s'expliquer par la différence de texture de ces profondeurs.

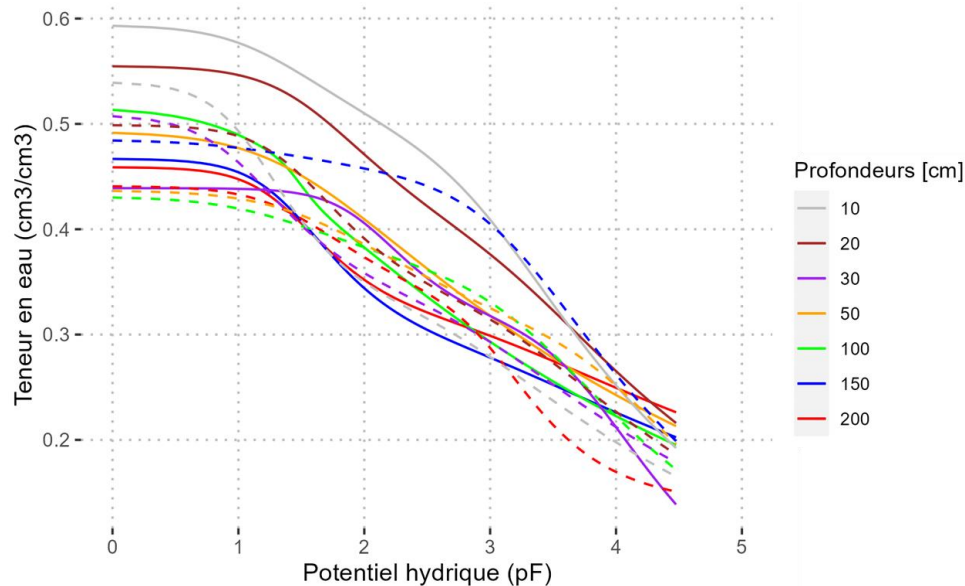


Figure 28: Comparaison des courbes de rétention d'eau optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994), pour la prairie (P=lignes continues) et la zone reforestée depuis 10 ans (R10=lignes pointillées).

Finalement, la comparaison entre R40 (lignes continues) et CA (lignes pointillées) montre que les courbes de rétention ne sont pas similaires (figure 29), même en dessous de 100 [cm]. Les différences entre ces deux profils pourraient s'expliquer par la différence de couvert végétal. La vieille forêt (R40) est peuplée de nombreux arbres dont les racines sont profondes alors que CA ne dispose que de buissons.

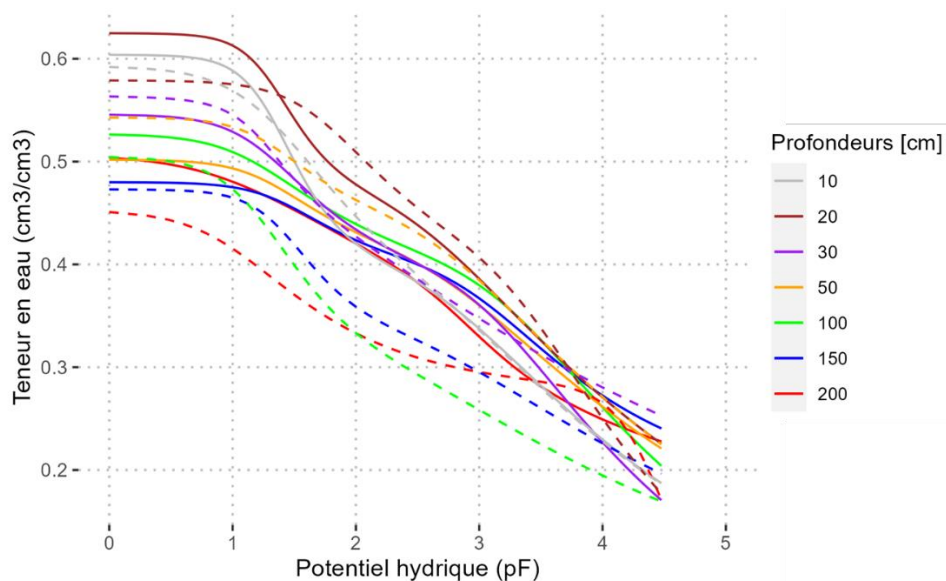


Figure 29: Comparaison des courbes de rétention d'eau optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994), pour la zone reforestée depuis 40 ans (R40=lignes continues) et la zone abandonnée (CA=lignes pointillées).

3.2) Courbes de conductivité hydraulique

Les courbes de conductivité hydraulique des quatre parcelles d'étude sont reprises dans la figure 30 et les paramètres optimisés par le logiciel Labros Soil View Analysis sont dans l'annexe 7. Les conductivités hydrauliques à saturation (K_s) ont été mesurées par l'instrument KSAT pour les parcelles R40 et R10. Les moyennes des triplicats ont été entrées dans le logiciel manuellement. Les K_s de P et de CA ont été optimisées par le logiciel.

Il est possible d'observer une grande variation de K_s intra et inter-parcellaire. K_s diminue globalement avec la profondeur pour R40 et R10 mais pas pour P et CA. Dans les quatre profils, il semblerait que les conductivités hydrauliques des différentes profondeurs sont similaires entre pF2 et pF3, cependant, les graphiques sont en échelle logarithmique et donc en réalité il y a des différences.

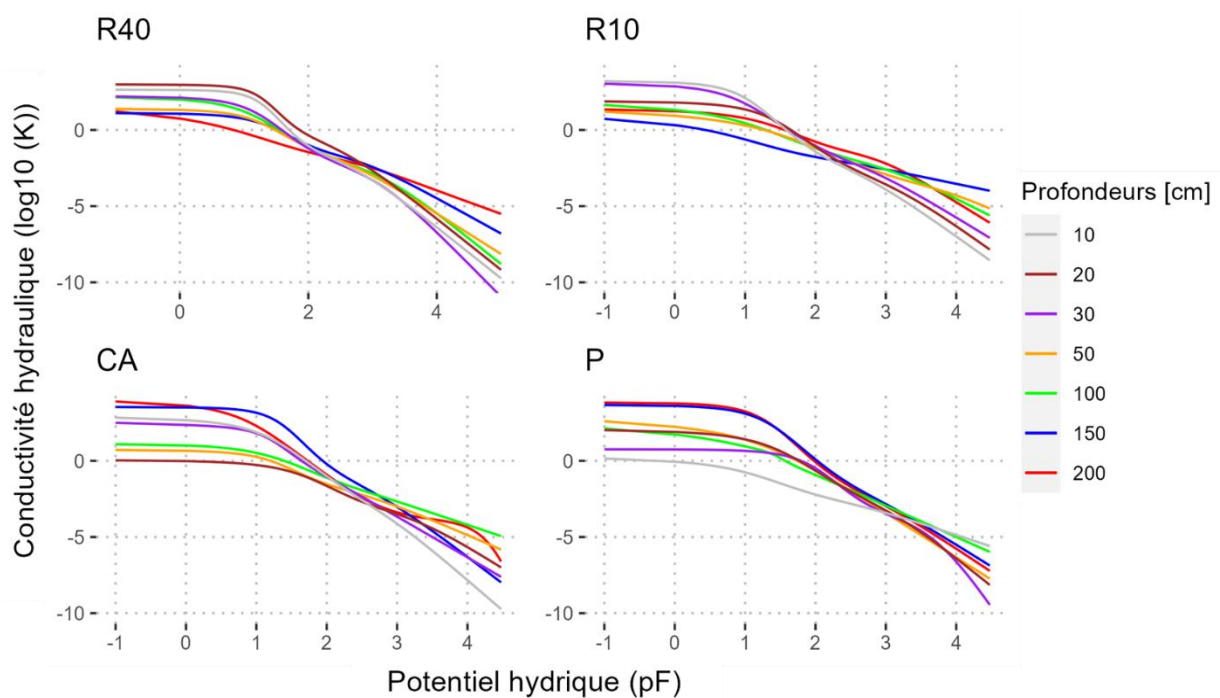


Figure 30: Courbes de conductivité hydraulique optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994), pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les conductivités hydrauliques à saturation (K_s) sont mesurées par l'instrument KSAT pour les parcelles R40 et R10. Les moyennes des triplicats ont été entrées dans le logiciel manuellement. Les K_s de P et de CA sont optimisées par le logiciel.

4) Structure

4.1) Indicateurs de structures

Pour rappel, la sélection des indicateurs de structure qui sont utilisés dans ce mémoire est expliquée dans la section « Matériels et méthodes ». La masse volumique apparente, la porosité totale et la densité racinaire sont trois indicateurs de structure dont les résultats ont été présentés précédemment.

L'ensemble des résultats qui sont déduits des courbes de rétention et de conductivité, présentées précédemment, tels que les paramètres de Durner liés à la distribution de la taille

des pores (n_1 et n_2), la teneur en eau à saturation (θ_s), la teneur en eau à pF0 ($\theta(pF0)$), $\theta(pF1)$, $\theta(pF2)$, $\theta(pF3)$, $\theta(pF4)$, la teneur en eau à la capacité au champ (θ_{CAC}), la teneur en eau au point de flétrissement permanent (θ_{PPF}), la teneur en eau résiduelle (θ_r), la conductivité hydraulique à saturation (K_s), la conductivité hydraulique à pF0 ($K(pF0)$), $K(pF1)$, $K(pF2)$, $K(pF3)$ et $K(pF4)$ sont présentés dans le tableau 6.

Certains de ces résultats, comme n_1 , n_2 , θ_s , θ_{CAC} , θ_{PPF} et K_s , sont utilisés directement comme indicateurs de structure. Cependant, d'autres résultats servent à calculer les indicateurs de structure comme CDA ($\theta_s - \theta_{CAC}$), REU ($\theta_{CAC} - \theta_{PPF}$), les différences entre les teneurs en eau à différents pF et les différences entre conductivités hydrauliques à différents pF. θ_s et $\theta(pF0)$ sont égaux, il n'est donc pas nécessaire d'utiliser $\theta(pF0)$ puisqu'il n'apporte aucune information supplémentaire. K_s et $K(pF0)$ sont différents, ils seront donc tous les deux utilisés par la suite.

L'ensemble des indicateurs de structure seront utilisés dans la section « Discussion » de ce mémoire, afin d'établir des relations entre le COS, la structure et les propriétés hydrauliques des parcelles.

Tableau 6: Valeurs issues des courbes de rétention et de conductivité pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Avec les paramètres de Durner liés à la distribution de la taille des pores (n_1 et n_2), la teneur en eau à saturation (θ_s), la teneur en eau à pF0 ($\theta(pF0)$), $\theta(pF1)$, $\theta(pF2)$, $\theta(pF3)$, $\theta(pF4)$, la teneur en eau à la capacité au champ (θ_{CAC}), la teneur en eau au point de flétrissement permanent (θ_{PPF}), la teneur en eau résiduelle (θ_r), la conductivité hydraulique à saturation (K_s), la conductivité hydraulique à pF0 ($K(pF0)$), $K(pF1)$, $K(pF2)$, $K(pF3)$ et $K(pF4)$.

Parcelle	Prof. (cm)	n_1	n_2	θ_s	$\theta(pF0)$	$\theta(pF1)$	$\theta(pF2)$	$\theta(pF3)$	$\theta(pF4)$	θ_{CAC}	θ_{PPF}	θ_r	K_s	$K(pF0)$	$K(pF1)$	$K(pF2)$	$K(pF3)$	$K(pF4)$
R40	10	1,19	2,45	0,60	0,60	0,59	0,42	0,34	0,23	38,20	21,10	0,00	2,66	2,62	2,27	-1,04	-3,30	-6,40
	20	1,17	2,55	0,63	0,63	0,61	0,48	0,39	0,27	36,20	20,70	0,00	3,03	2,96	2,63	-0,35	-2,67	-5,84
	30	1,27	1,78	0,55	0,55	0,53	0,43	0,36	0,23	39,90	20,20	0,00	2,22	2,11	1,47	-1,22	-3,30	-6,73
	50	1,16	1,89	0,50	0,50	0,49	0,43	0,36	0,26	40,00	24,40	0,00	1,43	1,31	0,85	-1,14	-3,00	-5,49
	100	1,59	1,23	0,53	0,53	0,51	0,44	0,38	0,26	41,10	23,60	0,00	2,19	1,96	1,21	-1,11	-2,86	-5,49
	150	1,90	1,36	0,48	0,48	0,48	0,42	0,37	0,27	39,90	25,80	0,17	1,11	1,06	0,73	-0,99	-2,43	-4,49
R10	200	1,83	1,12	0,51	0,50	0,48	0,42	0,33	0,25	38,10	24,00	0,11	1,97	0,72	-0,20	-1,45	-2,50	-3,97
	10	1,17	1,90	0,54	0,54	0,49	0,35	0,28	0,20	31,40	18,40	0,00	3,22	3,10	2,08	-1,42	-3,91	-6,99
	20	1,71	1,19	0,50	0,50	0,49	0,39	0,31	0,23	34,80	21,00	0,00	1,89	1,80	1,34	-1,10	-3,58	-6,31
	30	1,16	1,65	0,51	0,51	0,46	0,36	0,29	0,21	32,50	19,70	0,00	3,09	2,85	1,72	-1,04	-3,16	-5,75
	50	1,46	1,19	0,44	0,44	0,43	0,39	0,33	0,25	35,30	22,80	0,04	1,55	0,92	0,29	-1,17	-2,92	-4,30
	100	1,26	1,25	0,43	0,43	0,42	0,38	0,33	0,22	36,00	20,00	0,00	1,92	1,30	0,44	-1,20	-2,60	-4,52
CA	150	1,20	1,27	0,48	0,48	0,48	0,46	0,40	0,26	44,10	23,40	0,00	1,17	0,30	-0,63	-1,77	-2,59	-3,54
	200	1,83	1,55	0,44	0,44	0,43	0,37	0,29	0,17	33,80	16,00	0,14	1,38	1,22	0,76	-0,77	-2,20	-4,74
	10	1,50	1,17	0,59	0,59	0,57	0,45	0,34	0,23	38,70	21,00	0,00	2,90	2,66	1,87	-1,00	-4,13	-7,84
	20	1,33	1,65	0,58	0,58	0,58	0,51	0,41	0,25	45,30	21,70	0,00	0,05	-0,02	-0,28	-1,65	-3,50	-5,67
	30	2,47	1,09	0,56	0,56	0,55	0,43	0,35	0,28	38,40	26,80	0,00	2,89	2,35	1,80	-1,05	-3,67	-6,34
	50	1,17	2,02	0,54	0,54	0,53	0,46	0,38	0,27	42,90	25,10	0,00	0,75	0,66	0,25	-1,53	-3,00	-4,88
P	100	1,13	1,82	0,50	0,50	0,47	0,33	0,26	0,19	29,20	18,40	0,00	1,12	1,00	0,52	-1,11	-2,67	-4,20
	150	2,21	1,13	0,47	0,47	0,46	0,36	0,30	0,23	32,50	21,40	0,00	3,58	3,50	3,15	-0,21	-3,03	-6,30
	200	2,22	1,48	0,45	0,45	0,41	0,33	0,30	0,26	30,90	24,00	0,00	4,00	3,60	2,28	-0,91	-3,38	-4,38
	10	1,25	1,43	0,59	0,59	0,58	0,51	0,41	0,25	46,70	22,50	0,00	0,26	-0,07	-0,76	-2,21	-3,42	-4,87
	20	1,48	1,19	0,55	0,55	0,55	0,47	0,37	0,27	42,00	24,30	0,00	2,08	1,89	1,40	-0,65	-3,26	-6,40
	30	1,46	1,90	0,44	0,44	0,44	0,41	0,32	0,21	35,20	17,80	0,00	0,76	0,75	0,65	-0,49	-3,46	-6,62
P	50	1,12	1,12	0,49	0,49	0,48	0,41	0,32	0,24	36,10	23,00	0,00	3,24	2,21	1,38	-0,64	-3,43	-6,34
	100	5,12	1,12	0,51	0,51	0,49	0,38	0,29	0,22	33,50	21,10	0,00	2,79	1,70	0,95	-0,93	-2,94	-4,99
	150	1,10	1,80	0,47	0,47	0,45	0,34	0,28	0,23	30,30	21,50	0,00	3,69	3,60	3,09	0,09	-2,84	-5,51
	200	1,87	1,09	0,46	0,46	0,45	0,35	0,30	0,25	32,00	24,00	0,00	3,85	3,76	3,23	-0,08	-2,97	-5,77

4.2) Taux de contribution à l'humidité des pores

La figure 29 illustre les taux de contribution à l'humidité des différents diamètres de pores selon les profondeurs et les parcelles. Pour rappel, le taux de contribution a été déduit des courbes de rétention d'eau, présentées précédemment et il a été relié aux diamètres des pores grâce à la loi de Jurin-Laplace (1717).

Les micropores sont définis par des diamètres allant de cinq [μm] à 30 [μm]. Les mésopores ont des diamètres compris entre 30 [μm] et 75 [μm] et les macropores sont ceux dont le diamètre dépasse 75 [μm] (Brewer, 2004).

La ligne pointillée noire marque la limite entre les pores inférieurs aux micropores ($<5 \text{ } [\mu\text{m}]$) et les micropores eux-mêmes. Dans tous les profils, la majorité des pores sont de taille inférieure aux micropores ($<5 \text{ } [\mu\text{m}]$). Par conséquent, il est impossible d'observer la structure grossière des sols en se basant sur les courbes de rétention d'eau. Aucune structure n'est observée proche de la saturation. Ces taux de contribution ne seront donc pas utilisés comme indicateurs de structure dans la section « Discussion » de ce mémoire.

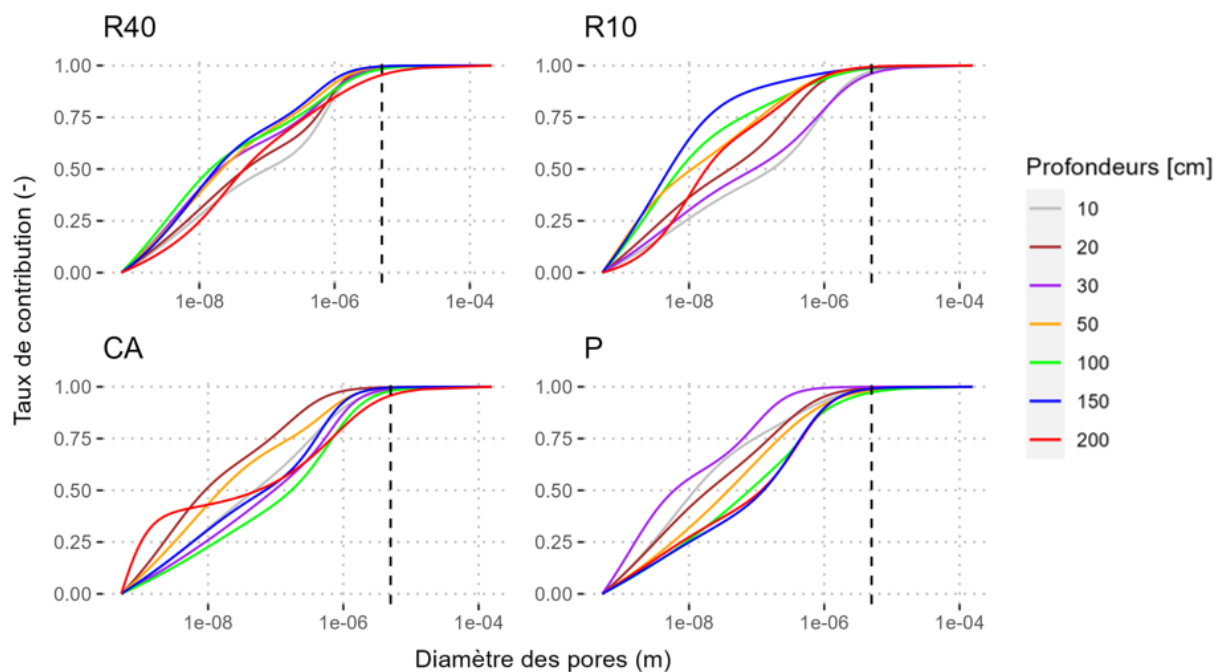


Figure 31: Taux de contribution à l'humidité des diamètres des pores, calculés sur base des courbes de rétention et de la loi de Jurin-Laplace (1717), pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). La ligne pointillée noire marque la limite entre les pores inférieurs aux micropores ($<5 \text{ } [\mu\text{m}]$) et les micropores eux-mêmes.

Discussion

1) Propriétés physiques du sol mesurées en amont de ce mémoire

1.1) Texture

La méthode utilisée, par l'IAC, lors de l'analyse granulométrique ne présente pas d'effet indésirable sur les résultats des teneurs en argile et en limon. La matière organique du sol (MOS) a un effet sur les résultats de l'analyse granulométrique, son élimination par H_2O_2 avant la dispersion influence les teneurs en limon et en argile. Les teneurs en limon sont systématiquement surestimées lorsque la MOS n'est pas enlevée. Pour un sol contenant moins de 2% de carbone, l'estimation de la teneur en argile est peu affectée par la MOS. Au-delà de ce seuil, la sous-estimation de la teneur en argile augmente considérablement avec l'accroissement de la teneur en MOS (Jensen et al., 2017). L'IAC élimine la MOS avant la dispersion, donc il n'y a pas de risque de surestimation des teneurs en limon et en argile. Cependant, les méthodes de dispersion mécanique et chimique utilisées vont influencer la teneur en argile, qui est fonction du temps d'agitation mécanique, de la nature du réactif chimique et de sa concentration. L'IAC utilise la méthode de dispersion mécanique de l'agitation lente pendant 16 [h] et la solution d'hydroxyde de sodium 0,1 [M/L] et d'hexamétaphosphate de sodium 0,016 [M/L], qui sont toutes deux des méthodes fiables (Chittleborough, 1982).

L'augmentation de la teneur en argile avec la profondeur des parcelles R40, CA et P indique un processus de lessivage des argiles. R10 possède des teneurs en argile nettement inférieures aux autres profils de sols, sauf pour 20 [cm]. Les teneurs en argiles varient de 20 à 33% sauf pour 20 [cm] où la proportion d'argile est de 53%. Plusieurs hypothèses pourraient expliquer cette valeur anormalement élevée telles que le remblaiement avec des matériaux argileux, l'ajout intentionnel d'argile pour améliorer la structure et la rétention d'eau du sol, ou encore une erreur de mesure lors de l'analyse granulométrique.

1.2) Masse volumique apparente et porosité totale

Le tableau 6 présente une comparaison entre les valeurs de teneur en eau volumique à saturation issues des courbes de rétention et les porosités totales calculées à partir des moyennes des masses volumiques apparentes (moyennes entre les mesures IAC et LabEcoh), calculées en considérant la masse volumique de la phase solide comme étant la masse volumique du quartz ($\approx 2,65 \text{ [g/cm}^3\text{]}$). Si la saturation a bien été réalisée, la porosité totale devrait correspondre à la teneur en eau volumique à saturation (θ_s). En effet, lorsque le sol est saturé en eau, l'ensemble des espaces vides sont remplis par de l'eau. Cependant, ce n'est pas toujours le cas dans le tableau 6.

Il convient de souligner que les porosités totales des horizons de surface (à 0,1 et 0,2 [m]), ont pu être surestimées dû à leurs concentrations en matière organique élevées. En effet, la masse volumique de la matière organique est d'environ $0,5 \text{ [g/cm}^3\text{]}$ (Bauer, 1974). Ainsi, un sol riche en matière organique présentera une masse volumique de sa fraction solide inférieure à 2,65

[g/cm³]. Une augmentation de 1% de matière organique peut causer une diminution de la masse volumique apparente de 0,07 [g/cm³] (Bauer, 1974).

Tableau 7: Comparaison de la porosité totale et de la teneur en eau à saturation (θ_s) pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). La porosité totale est déduite de la masse volumique apparente moyenne entre les mesures des laboratoires IAC et LabEcoh. La teneur en eau à saturation est issue des courbes de rétention d'eau.

Parcelle	Profondeur (m)	Porosité (cm ³ /cm ³)	θ_s (cm ³ /cm ³)	Porosité - θ_s (cm ³ /cm ³)
R40	0,1	0,67	0,60	0,06
	0,2	0,66	0,63	0,04
	0,3	0,62	0,55	0,07
	0,5	0,57	0,50	0,07
	1	0,56	0,53	0,03
	1,5	0,54	0,48	0,06
	2	0,54	0,51	0,03
R10	0,1	0,57	0,54	0,03
	0,2	0,53	0,50	0,03
	0,3	0,55	0,51	0,04
	0,5	0,51	0,44	0,07
	1	0,46	0,43	0,02
	1,5	0,49	0,49	0,01
	2	0,50	0,44	0,06
CA	0,1	0,61	0,59	0,01
	0,2	0,61	0,58	0,03
	0,3	0,57	0,56	0,01
	0,5	0,56	0,54	0,02
	1	0,58	0,51	0,07
	1,5	0,51	0,47	0,04
	2	0,55	0,45	0,10
P	0,1	0,60	0,59	0,00
	0,2	0,57	0,56	0,02
	0,3	0,58	0,44	0,14
	0,5	0,55	0,49	0,05
	1	0,55	0,52	0,03
	1,5	0,53	0,47	0,06
	2	0,51	0,46	0,05

1.3) Densité racinaire

La prairie possède la densité de racines fines la plus élevée. Cela s'explique par la présence de graminées appartenant au genre *Brachiaria*, qui sont des plantes pérennes herbacées de la famille des Poacées. Ces espèces génèrent une biomasse abondante et possèdent un système racinaire robuste et profond, capable d'introduire du carbone en profondeur, de décompacter les sols, de les restructurer et de recycler efficacement les nutriments lixiviés (Miles et al., 1996). La présence de *Brachiaria* a donc un impact sur la densité racinaire mais également sur le carbone, la masse volumique apparente, la porosité totale et la structure des sols.

Seule la densité des racines fines fut mesurée, les forêts possèdent certainement davantage de racines grossières que la prairie et celles-ci ont un impact sur les propriétés du sol.

1.4) Conductivités hydrauliques à saturation

L'obtention de données de conductivités hydrauliques à saturation (K_s) fiables est toujours un défi en raison de la variabilité spatiale extrêmement élevée des sols (Zeleeke & Si, 2005). C'est pourquoi des triplicats sont systématiquement mesurés. Les K_s sont généralement élevées dans les régions avec un climat tropical humide et ils diminuent avec l'augmentation de la profondeur du sol. En effet, les sols situés sous un climat humide possèdent une grande perméabilité et celle-ci diminue avec la profondeur (Zimmermann & Elsenbeer, 2008). Cette tendance a été observée dans les résultats des K_s mesurées pour R40, R10 et P.

Une étude menée par Zimmerman et al. (2008), dans une forêt tropicale humide en Equateur, a démontré une diminution de K_s à faible profondeur (< 20 [cm]) après la conversion de la forêt en pâturage et une augmentation de K_s après l'abandon du pâturage qui nécessite un temps de récupération d'au moins une décennie (Zimmermann & Elsenbeer, 2008). On peut dès lors imaginer, bien qu'aucune valeur n'ait été mesurée, que les K_s de la zone à l'abandon (CA) sont supérieures à celles de la prairie (P) en surface, puisque CA est une ancienne prairie laissée à l'abandon depuis plus de dix [ans].

1.5) Type de sol

Le type de sol associé aux quatre parcelles d'étude, selon le système de classification brésilien de l'Embrapa est un ferralsol rouge-jaune. Cependant, plusieurs arguments suggèrent que ce diagnostic est incorrect.

Premièrement, la teneur en argile des ferralsols est toujours supérieure à 55%, alors que les teneurs en argile mesurées dans les quatre parcelles d'étude sont toutes inférieures à ce seuil.

Deuxièmement, le processus de lessivage des argiles identifiés dans les parcelles R40, CA et P n'est pas un comportement qui est communément observé dans les ferralsols. En effet, la haute teneur en argile de type kaolinite et en oxydes de fer et d'aluminium de ces sols contribue à la formation de micro-agrégats. Au pH du sol (pH=5-6 pour les ferralsols), les particules de kaolinite sont chargées négativement et les oxydes positivement. Ces composés s'assemblent sous forme de micro-agrégats et cela immobilise les particules d'argiles. Le processus de lessivage révèle dès lors que les argiles sont mobiles dans les sols des parcelles d'étude.

Troisièmement, les masses volumiques apparentes (ρ_a) mesurées sur la parcelle R10 sont trop élevées pour les ferralsols. R10 possède des ρ_a de 1,1 à 1,5 [g/cm³] alors que les ferralsols présentent généralement des ρ_a entre 0,9 et 1,2 [g/cm³]. Cependant, R40, CA et P possèdent des ρ_a qui conviennent aux ferralsols.

Tous ces arguments suggèrent donc que les parcelles d'étude se trouvent sur un type de sol différent des ferralsols. SoilGrids de l'ISRIC est un système global de cartographie numérique des sols qui possède une résolution spatiale de 250 [m]. Selon SoilGrids, la zone d'étude est partagée entre un ferralsol et un cambisol (ISRIC — World Soil Information, s. d.). Les cambisols

sont présents sous tous les climats et sous une grande variété de couverts végétaux. Dans les régions tropicales, les cambisols sont prédominants à des altitudes moyennes, sous un relief vallonné et ils se développent parallèlement à des sols matures, comme les ferralsols. Ce sont des sols jeunes, caractérisés par l'absence de couches accumulées d'argile, d'humus, de sels solubles ou d'oxydes de fer et d'aluminium. Grâce à leur structure et à leur forte teneur en minéraux altérables, ils sont fertiles et bien adaptés à l'agriculture. Pour être classé comme cambisol, le sol doit avoir une épaisseur minimum de 15 [cm], une texture de limon-sableux ou plus fine, avec au moins huit pourcents d'argile (Sanchez, 2019b). La zone d'étude étant partagée, selon l'ISRIC, entre un ferralsol et un cambisol, on se demande dès lors si un cambisol pourrait correspondre. En se basant sur les propriétés disponibles telles que la texture, la masse volumique apparente, le carbone organique et l'azote total, l'hypothèse d'un cambisol est plausible. L'ensemble des profils de sols possèdent une profondeur de plus de deux mètres, ils ont des textures de limon-sableux, de limon argilo-sableux et d'argile avec plus de 8% d'argile.

Cependant, pour parvenir à identifier avec certitude le type de sol, une analyse complète serait nécessaire. La mesure de propriétés telles que le pH KCL, pH H₂O, la capacité d'échange cationique (CEC), le fer extractible et les bases échangeables est primordiale en plus des propriétés déjà mesurées dans ce mémoire et en amont de celui-ci.

2) Carbone du sol

2.1) Carbone total et organique du sol

La figure 30 illustre une comparaison des teneurs massiques en COS obtenues par la méthode directe du four à calcination et par la méthode indirecte, différences entre les teneurs massiques en carbone total et en CIS, de MOCA. L'ensemble des points se retrouvent au-dessus de la tendance linéaire ($x=y$), cela signifie que soit la méthode directe du four à calcination surestime les teneurs en COS soit que la méthode indirecte sous-estime celles-ci. Premièrement, l'estimation du COS via la méthode du four à calcination doit être corrigée lorsque les échantillons de sol contiennent une fraction significative d'argile. Si aucun facteur de correction est appliqué, des inexactitudes naissent. En effet, lorsque des éléments argileux sont chauffés à hautes températures, ils sont déshydratés. Le facteur de correction permet alors de rectifier et de prendre en compte la perte de masse due à la déshydratation des argiles (Hoogsteen et al., 2015). Cette correction fut appliquée aux valeurs de COS obtenues par la méthode directe. En outre, lors de l'application de la méthode directe, les échantillons n'ont pas été tamisés avant d'être introduits dans le four à calcination. Par conséquent, il est possible que d'autres éléments, tels que de fines racines, aient été calcinés, augmentant ainsi la masse de carbone brûlée. Finalement, il est crucial de mentionner que la plupart des horizons superficiels des sols renferment moins de trois pourcents de carbone et ce principalement sous forme organique, à l'exception des sols saturés en eau tels que les Histosols, qui peuvent contenir jusqu'à 30 % de carbone (Rice et al., 2022). Or, les proportions de carbone organique mesurées sur base de la méthode directe sont pour la plupart plus élevées. En conclusion, il

semblerait que la méthode du four à calcination surestime la quantité de COS des parcelles malgré la correction effectuée sur base de la teneur en argile.

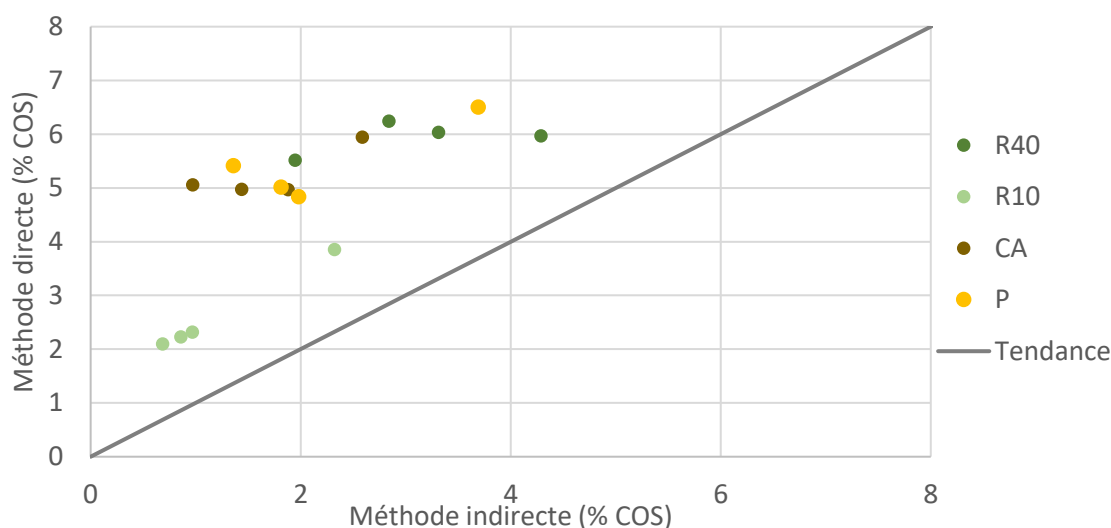


Figure 32: Comparaison entre les résultats des teneurs massiques en carbone organique du sol (COS) issus de deux méthodes, pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). La méthode directe est la méthode du four à calcination et la méthode indirecte est la différence entre le carbone total et le carbone inorganique, tous deux mesurés par MOCA.

Les surestimations ne sont pas systématiques donc il n'est pas possible de corriger les valeurs de la méthode directe sur base de la méthode indirecte.

La mesure de carbone total à 20 [cm] de profondeur de la prairie obtenue par l'analyse élémentaire de MOCA est nettement inférieure aux valeurs voisines. Cette valeur se répercute également sur la valeur de carbone organique étant donné que le COS est dérivé du carbone total. Une façon de confirmer ou d'infirmer cette mesure est de comparer les teneurs en carbone organique de la méthode MOCA et de la méthode du four à calcination. Les résultats de COS obtenus par la méthode du four à calcination ne révèlent pas de diminution soudaine. Au contraire, une tendance régulière est observée dans la prairie entre 10 et 30 [cm]. Par conséquent, il est envisageable qu'une erreur de mesure ait eu lieu.

2.2) Impact du changement de couverture, après déforestation, sur le contenu en COS

Pour rappel, le premier sous-objectif était d'observer les impacts du changement de couverture, après une déforestation, sur le contenu en carbone du sol et les hypothèses sous-jacentes stipulaient qu'on s'attendait à observer un gradient de carbone croissant de la prairie vers la zone reforestée la plus âgée, soit : $P < CA < R10 < R40$.

La vieille forêt (R40) est la parcelle qui possède les teneurs en carbone les plus élevées, suivie de la prairie (P), de la zone déforestée (CA) et finalement, de la jeune forêt (R10), soit : $R10 < CA < P < R40$. R40 possède près de deux fois plus de carbone que R10. Les résultats obtenus ne suivent pas l'hypothèse émise précédemment. En effet, R40 est la parcelle avec les teneurs massiques en carbone total et organique les plus élevées mais celle-ci n'est pas suivie de R10.

R10 possède une texture plus sableuse et moins argileuse que les trois autres profils de sol. La préservation du carbone étant fortement corrélée à la teneur en argile, cela pourrait expliquer le fait que R10 possède moins de carbone que les trois autres parcelles (Sanchez, 2019a). Cependant, étant donné que R10 est une zone riparienne, des teneurs en carbone plus élevées y sont attendues. En effet, plusieurs études sur la relation entre la variabilité du niveau des eaux souterraines peu profondes et du carbone total ont démontré qu'en général, on observe une diminution de la concentration en carbone total avec la profondeur et que le taux de cette diminution est lié à la variabilité spatiale des niveaux des eaux souterraines peu profondes. En outre, plus la durée de saturation d'un profil est longue, plus la teneur en carbone total est élevée dans le profil (Blazejewski et al., 2009; Lyon et al., 2011). En comparaison aux trois autres parcelles qui ne sont pas des zones ripariennes, il n'aurait donc pas été inhabituel de constater des teneurs en carbone plus élevées dans la zone riparienne. En résumé, on peut conclure que le couvert végétal n'est pas le seul facteur déterminant la teneur en carbone des sols dans ce cas d'étude et que le gradient observé ici est le suivant : jeune forêt (R10) < zone abandonnée (CA) < prairie (P) < vieille forêt (R40).

2.3) Carbone labile et non-labile

Bien que les valeurs de carbone labile mesurées soient faibles dans tous les profils. Il est tout de même étonnant que R10 soit la parcelle qui possède le plus de carbone labile. Or cette parcelle possède la teneur en carbone totale la plus faible. Il est possible d'expliquer cela par le fait que R10 a une texture plus sableuse que les autres parcelles. Par conséquent, ces sols sont moins pertinents pour la séquestration du carbone. Les apports organiques qu'ils reçoivent sont davantage convertis en carbone labile qu'en carbone non-labile puisque leurs temps de résidence dans un sol plus sableux sera plus court que dans un sol argileux (Sanchez, 2019a). En opposition à cela, R40 est la parcelle qui possède le plus de carbone non-labile. En effet, c'est la parcelle qui a les teneurs en argiles les plus élevées mais c'est aussi la parcelle avec le mélange d'espèces d'arbres le plus diversifié, ce qui favorise le stockage du COS sous forme non-labile (Augusto & Boča, 2022).

Le système racinaire profond et robuste, des graminées appartenant au genre *Brachiaria* et qui sont présentes sur la prairie, est capable d'introduire du carbone en profondeur. Celui-ci sera par la suite stabilisé (Miles et al., 1996). De plus, la densité racinaire élevée de ces espèces, augmente la teneur en COS non-labile du sol lorsque ces racines sont minéralisées et que le COS est stabilisé. Cela explique pourquoi la prairie est la seconde parcelle avec les teneurs en COS non-labile les plus élevées.

2.4) Échantillonnage

L'échantillonnage a été effectué jusqu'à une profondeur de 50 [cm] étant donné que le carbone organique est généralement présent dans les horizons supérieurs du sol, dû à la présence de la végétation et des microorganismes (Franzluebbers, 2021) et que la concentration en carbone inorganique des sols brésiliens est généralement très faible (F. A. Marques et al.,

2011). Toutefois, les sols tropicaux sont très profonds, dépassant généralement deux mètres et pouvant parfois atteindre plus de 15 [m] de profondeur. En utilisant 105 échantillons de sol du système WRB, Batjes (1996) a répertorié 72 d'entre elles avec des stocks de COS à des profondeurs entre zéro et deux mètres, ce qui suggère que la limite de 50 [cm] sous-estime le stock de COS pour la majorité des sols (Batjes, 1996; Sanchez, 2019a).

3) Comparaison des courbes de rétention d'eau avec d'autres données de laboratoire

Avant que LabEcoh utilise les appareils HYPROP, KSAT et WP4C, d'autres courbes de rétention avaient été mesurées par ESALQ (Luiz de Queiroz College of Agriculture), un laboratoire brésilien, via la méthode des coupelles poreuses (Haines/Buchner) pour les faibles potentiels et la méthode des casseroles à pression (presse de Richards) pour les potentiels plus élevés (Delvoie et al., 2023). Ces courbes de rétention ont été mesurées uniquement pour les parcelles R40 et R10, ne permettant pas la comparaison de CA et P.

Le graphique de gauche illustre la comparaison des courbes de rétention pour la parcelle R40. A saturation, une grande diversité peut être observée dans l'ordre des teneurs en eau. En effet, la teneur en eau à saturation (θ_s) n'est pas la même pour la méthode LabEcoh que pour la méthode ESALQ. Par exemple, la profondeur 30 [cm] (mauve) a la θ_s la plus élevée pour ESALQ mais pas pour LabEcoh. La manière dont les échantillons ont été saturés va influencer les résultats près de la saturation. La similitude entre les deux courbes réside dans le fait que les horizons profonds (50, 100, 150 et 200 [cm]) ont des teneurs en eau à saturation inférieures à celles des horizons de surface (10, 20 et 30 [cm]). Dans les courbes de rétention, les effets principaux de la teneur en carbone et de la structure peuvent être visualisés près de la saturation. Les horizons de surfaces possèdent plus de carbone, il est donc cohérent que ceux-ci possèdent des θ_s plus élevées que les horizons profonds. En s'éloignant de la saturation, les courbes de rétention suivent la même tendance jusqu'à pF2. Ensuite, les trajectoires des courbes divergent. Il est important de mentionner que de nombreuses études ont démontrés que la méthode des casseroles à pressions manque de fiabilité dans la zone sèche (pF supérieurs à pF2) et ce en raison de la dispersion du sol, de l'absence d'équilibre hydrostatique et du manque de contact entre la plaque et le sol (Bittelli & Flury, 2009; Solone et al., 2012). Les points visibles entre pF2 et pF4,2 ne sont donc pas fiables. L'appareil WP4C est plus fiable pour mesurer les valeurs de pF élevées et la comparaison, entre les points mesurés par le WP4C et les courbes HYPROP, est présentée dans le point suivant.

Le graphique de droite illustre les courbes de rétention de R10. A première vue, le comportement général de certaines courbes est similaire dans les deux méthodes. Les courbes rouges et oranges sont proches à saturation puis elles divergent. Cependant, les courbes bleues et grises ont des comportements opposés selon la méthode utilisée. La ligne bleue a un comportement d'argile alors que les points bleus ont un comportement de sable. La courbe grise a un comportement de sable alors que les points gris ont un comportement d'argile. Il se

peut que les échantillons aient été échangés dans l'une des expériences. En les comparant à leurs textures, les points gris et la courbe bleue ont un comportement étrange. Ces deux profondeurs ont une teneur en argile de 28 et de 33%, elles devraient avoir un comportement similaire aux autres profondeurs dont les teneurs en argile sont similaires (50 et 100 [cm]). Tout comme dans R40, la similitude entre les deux courbes réside dans le fait que les horizons profonds (50, 100, 150 et 200 [cm]) ont des teneurs en eau proche de la saturation (pF1) inférieures à celles des horizons de surface (10, 20 et 30 [cm]) et les points visibles entre pF2 et pF4,2 ne sont pas fiables.

Dans les deux parcelles (R40 et R10), les différences comportementales observées entre les deux méthodes (LabEcoh et ESALQ) peuvent être partiellement expliquées par le fait qu'elles ont été réalisées sur des échantillons différents et qu'il existe une grande hétérogénéité dans le sol.

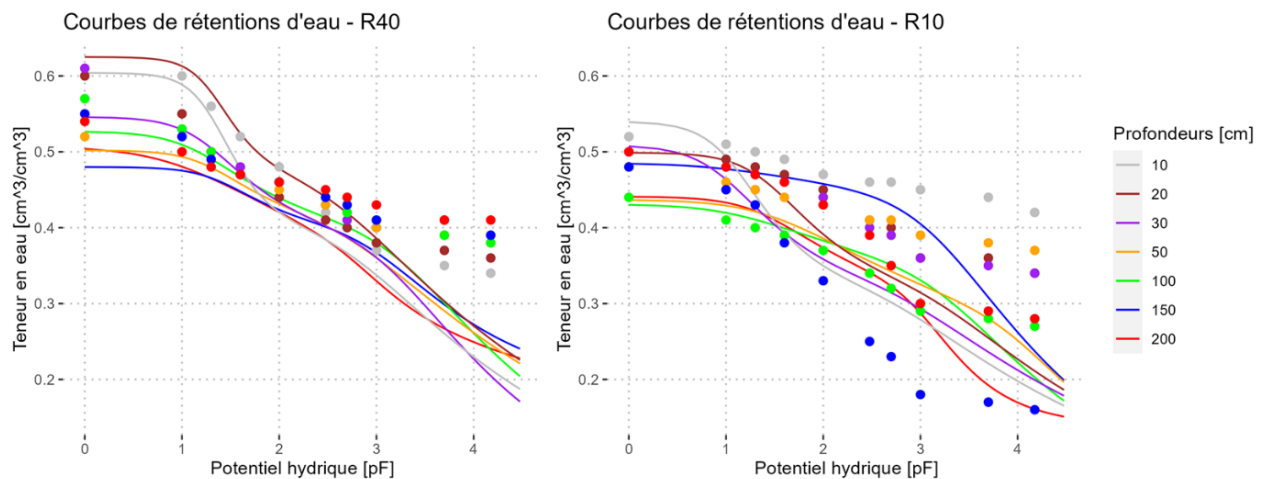


Figure 33: Comparaison des courbes de rétention d'eau LabEcoh (lignes continues) et ESALQ (points), pour les parcelles reforestées depuis 40 ans (R40) et depuis 10 ans (R10), la prairie (P) et la zone abandonnée (CA). Les courbes LabEcoh ont été optimisées par le logiciel Labros Soil View Analysis, sur base du modèle hydraulique de Durner (1994). Les points ESALQ ont été mesurés à l'aide de la méthode des coupelles poreuses (Haines/Buchner) pour les faibles potentiels et la méthode des casseroles à pression (presse de Richards) pour les potentiels plus élevés.

4) Impact du carbone sur la structure et sur les propriétés hydrauliques du sol et impact du changement de couverture sur ces relations

Nous allons tenter d'établir des relations qui permettront

- (1) d'évaluer le lien entre le carbone, la structure des sols et les propriétés hydrauliques des sols,
- (2) de montrer l'impact du changement de couverture, après une déforestation, sur ces relations.

(1) Pour évaluer le lien entre le carbone, la structure et les propriétés hydrauliques du sol, des coefficients de corrélations linéaires ont été calculés entre la teneur massique en carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure (dont certains sont des propriétés

hydrauliques du sol). Le choix d'utiliser le COS au lieu du carbone total, s'explique par le fait que c'est le COS qui interagit avec la structure et pas le carbone inorganique du sol.

Pour évaluer la significativité des coefficients de corrélation, le test de nullité de corrélation fut utilisé, qui détermine si le coefficient de corrélation entre deux variables est statistiquement différent de zéro. Si la p-valeur est inférieure au seuil de significativité ($p\text{-valeur} < \alpha$), l'hypothèse nulle est rejetée, ce qui suggère qu'il existe des preuves statistiquement significatives d'une corrélation différente de zéro entre les variables. Deux seuils de significativité ont été déterminés, soit la p-valeur est comprise entre 0,1 et 0,05, soit elle est inférieure à 0,05. Si la p-valeur $< 0,1$, elle sera considérée comme relativement fiable et si la p-valeur $< 0,05$, elle sera considérée comme fiable. Il n'est pas très courant d'utiliser le seuil de 0,1, mais l'ensemble des corrélations calculées dans ce contexte ci ont été calculées sur base de 16 ou de quatre valeurs. La taille de l'échantillonnage étant très réduite, il a fallu que nous déterminions un seuil de 0,1, moins fiable afin de pouvoir interpréter davantage de résultats obtenus. Il est donc important de garder un regard critique sur les coefficients de corrélation et sur les degrés de significativités obtenus. De plus, les coefficients de corrélation calculés supposent une relation linéaire entre les variables. Il est possible qu'une autre relation, par exemple exponentielle, existe entre les variables. Une corrélation linéaire non significative ne veut donc pas dire qu'il n'existe pas de relation entre les variables.

Le tableau 8 regroupe l'ensemble des coefficients de corrélation entre le COS et les indicateurs de structure pour la tendance générale (bleu), les profondeurs de 10 [cm] (gris), 20 [cm] (brun), 30 [cm] (mauve) et 50 [cm] (orange). L'ensemble des corrélations ont été calculées pour les profondeurs de 10 à 50 [cm] étant donné que les teneurs en carbone n'ont pas été mesurées entre 50 et 200 [cm]. Les valeurs écrites en noir dans le tableau 8, sont les valeurs dont la corrélation est statistiquement significative. Les valeurs noires, en gras, ont une p-valeur $< 0,05$ et les valeurs noires, pas en gras, ont des p-valeurs comprises entre 0,05 et 0,1. L'annexe 9 regroupe l'ensemble des p-valeurs associées aux coefficients de corrélation.

Premièrement, les valeurs qui nous permettent d'évaluer les liens généraux entre le carbone, la structure des sols et les propriétés hydrauliques des sols, sont les corrélations calculées sur base de la tendance générale (bleu). Ces coefficients généraux sont calculés à l'aide de 16 valeurs initiales (quatre parcelles avec quatre profondeurs chacune). Si l'on s'attarde sur la corrélation générale (bleu), sans tenir compte de la profondeur associée aux valeurs, le COS a une corrélation positive significative avec la porosité totale ($r=0,86$), la teneur en eau à saturation θ_s ($r=0,66$), la capacité de l'air CDA ($r=0,49$), la différence entre $\theta(pF1)$ et $\theta(pF2)$ ($r=0,49$) et la différence entre $\theta(pF3)$ et $\theta(pF4)$ ($r=0,51$). Néanmoins, le COS a une corrélation négative significative avec la masse volumique apparente ($r=-0,86$).

Si l'on compare les hypothèses de départ, voir section « Objectifs et hypothèses », avec les résultats obtenus pour la tendance générale (bleu), on remarque que la corrélation avec le COS est confirmée pour la porosité totale ($r=0,86$), la teneur en eau à saturation (θ_s) ($r=0,66$),

la capacité de l'air (CDA) ($r=0,49$) et la masse volumique apparente ($r=-0,86$). Les corrélations de COS avec la teneur en eau à la capacité au champ et la densité racinaire sont positives. Cependant, les p-valeurs associées valent 0,35 et 0,11, respectivement, ce qui signifie que ces coefficients de corrélation ne sont pas significatifs et qu'on ne peut pas confirmer ces hypothèses. Ensuite, la corrélation de COS avec la conductivité hydraulique à saturation (K_s) est non significative, avec une p-valeur égale à 0,79. Cette p-valeur élevée indique qu'il n'y a pas de relation linéaire entre COS et K_s . De plus, en affichant les valeurs sur une figure (annexe 10), il n'est pas possible d'identifier visuellement une autre relation. Cela signifie que soit ces variables ne sont pas liées, soit les valeurs mesurées de K_s ou de COS sont trop variables ou hétérogènes au sein des profondeurs et des parcelles de cette étude. Des corrélations positives, moins élevées étaient notamment attendues pour REU, θ_{pFP} et K_a . La REU est corrélée à la teneur en COS ($r=0,47$), avec une p-valeur égale à 0,06. Cela signifie que la relation entre COS et REU est significative et relativement fiable. Les corrélations de COS avec θ_{pFP} et K_a sont non significatives et les hypothèses ne peuvent pas être confirmées sur base de ces deux dernières relations.

Aucune hypothèse n'avait été émise quant aux corrélations de COS avec les paramètres liés à la distribution de la taille des pores (n_1 et n_2), les différences θ et les différences K . Pour la relation générale entre COS et n , selon les p-valeurs, 0,72 pour n_1 et 0,16 pour n_2 , aucune relation significative ne peut être mise en avant. Il en est de même pour les relations entre COS et les différences K . Cependant, les différences entre $\theta(pF1)$ et $\theta(pF2)$ ($r=0,49$ et p-valeur $<0,05$), $\theta(pF2)$ et $\theta(pF3)$ ($r=0,43$ et p-valeur $<0,1$), $\theta(pF3)$ et $\theta(pF4)$ ($r=0,51$ et p-valeur $<0,05$) ont des corrélations positives et significatives avec COS.

(2) Afin de montrer l'impact du changement de couverture, après une déforestation, sur ces relations, deux étapes seront suivies. Premièrement, nous observerons si la teneur en COS, à une profondeur donnée, a un effet sur les indicateurs de structure et les propriétés hydrauliques du sol (tableau 8). Ensuite, nous observerons si la teneur en COS, dans une parcelle donnée, influence ces mêmes indicateurs et propriétés hydrauliques (tableau 9).

Premièrement, lorsque l'on discrimine les valeurs par leurs profondeurs respectives (10, 20, 30 et 50 [cm]), les coefficients de corrélations sont calculés sur base de quatre valeurs, soit une mesure par parcelle. COS a une relation significative avec la masse volumique apparente à 20 [cm] et à 30 [cm] ($r=-0,97$), la porosité totale à 20 [cm] et à 30 [cm] ($r=0,97$), la densité de racines fines à 50 [cm] ($r=0,95$) et la différence entre $K(pF3)$ et $K(pF4)$ à 30 [cm] ($r=0,97$). Pour les corrélations entre COS, la masse volumique apparente et la porosité totale, à 20 et 30 [cm], les corrélations avoisinent les corrélations générales ($r=-0,86$ et $r=0,86$). Cependant, les corrélations entre COS, la densité racinaire à 50 [cm] et la différence entre $K(pF3)$ et $K(pF4)$ sont différentes des corrélations générales, mais les corrélations générales n'étant pas significatives, cela pourrait expliquer ces différences. Ensuite, COS a des corrélations significatives relativement fiables ($0,05 < \text{p-valeurs} < 0,1$), avec n_2 ($r=0,90$), θ_s ($r=0,94$) et K_s

($r=0,90$) à 20 [cm], avec REU ($r=0,90$) à 30 [cm] et avec les différences entre $K(pF1)$ et $K(pF2)$ ($r=0,93$) et $K(pF3)$ et $K(pF4)$ ($r=0,93$) à 50 [cm]. En comparaison avec les corrélations générales, il est cohérent d'observer des relations significatives de COS avec θ_s à 20 [cm] et REU à 30 [cm]. Cependant, les corrélations de COS avec n_2 et K_s à 20 [cm] et avec les différences entre $K(pF1)$ et $K(pF2)$ et $K(pF3)$ et $K(pF4)$ à 50 [cm] sont différentes des corrélations générales, mais les corrélations générales n'étant pas significatives, cela pourrait expliquer ces différences.

Le fait qu'uniquement quatre valeurs aient été utilisées pour calculer chaque coefficient de corrélation peut expliquer que peu de p-valeurs sont significatives. Rappelons qu'il est possible qu'une autre relation existe entre les variables et qu'une corrélation non significative ne veut pas dire qu'il n'existe pas de relation entre les variables. De plus, l'absence de corrélation significative à 10 [cm] indique une hétérogénéité des valeurs mesurées dans les quatre parcelles. Pourtant, cette profondeur est celle qui est la plus influencée par la couverture végétale. Les différentes couvertures végétales impactent notamment les propriétés hydrauliques et l'humidité du sol, à la fois directement par l'absorption de l'eau par les racines et indirectement en modifiant la structure du sol (Gerke & Kuchenbuch, 2007), ce qui « masque » les relations entre le COS et la structure. En revanche, au vu des corrélations significatives entre COS, p_a et la porosité totale aux profondeurs de 20 et 30 [cm], on suppose que l'impact qu'a la couverture végétale sur la structure se fait principalement via le COS dans ces profondeurs.

Tableau 8: Coefficients de corrélation entre le carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure pour la tendance générale (bleu), les profondeurs de 10 (gris), 20 (brun), 30 (mauve) et 50 (orange) [cm]. Les valeurs en noir, sont les valeurs dont la corrélation est significative ($p\text{-valeur}<0,05$ en gras, $0,05<p\text{-valeur}<0,1$ pas en gras).

10-50 [cm]	COS				
	Générale	10	20	30	50
Masse volumique apparente	-0,86	-0,83	-0,97	-0,97	-0,71
Porosité totale	0,86	0,83	0,97	0,97	0,71
Densité racines fines	0,49	0,40	-0,17	-0,28	0,95
n_1	-0,10	0,57	-0,11	0,49	-0,78
n_2	0,37	0,47	0,90	-0,10	0,08
θ_s	0,66	0,75	0,94	0,05	0,29
θ_{CAC}	0,25	0,56	-0,12	0,76	0,04
θ_{PFP}	-0,28	0,66	-0,43	-0,23	0,08
CDA	0,49	-0,29	0,86	-0,50	0,56
REU	0,47	0,51	0,03	0,90	0,02
PFP- θ_r	-0,14	0,66	-0,43	-0,23	0,53
$\theta_s-\theta(pF1)$	0,03	-0,81	0,31	-0,64	0,54
$\theta(pF1)-\theta(pF2)$	0,49	0,04	0,70	-0,31	0,51
$\theta(pF2)-\theta(pF3)$	0,43	0,03	0,37	0,33	0,56
$\theta(pF3)-\theta(pF4)$	0,51	0,53	0,31	0,89	0,01
K_s	0,07	-0,78	0,90	-0,85	0,49
$K_s-K(pF0)$	0,02	-0,51	0,38	-0,52	0,41
$K(pF0)-K(pF1)$	-0,14	-0,93	-0,59	-0,49	0,24
$K(pF1)-K(pF2)$	0,33	-0,30	0,47	-0,21	0,93
$K(pF2)-K(pF3)$	-0,03	-0,56	-0,29	-0,04	0,61
$K(pF3)-K(pF4)$	0,29	-0,43	0,28	0,97	0,93

Finalement, nous allons tenter d'observer si la teneur en carbone organique (COS), dans une parcelle donnée, a un effet sur les indicateurs de structure et les propriétés hydrauliques du sol. Le tableau 9 regroupe l'ensemble des coefficients de corrélation entre le carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure pour la tendance générale (bleu), R40 (vert foncé), R10 (vert clair), CA (brun) et P (jaune). L'annexe 9 regroupe l'ensemble des p-valeurs associées aux coefficients de corrélation. La tendance générale est la même que celle vue dans le tableau 8.

Lorsque l'on discrimine les valeurs par leurs parcelles respectives, on remarque, en R40, que COS a une relation significative avec la masse volumique apparente ($r=-0,92$ et $p\text{-valeur}<0,1$), la porosité totale ($r=0,92$ et $p\text{-valeur}<0,1$), la densité racinaire ($r=0,93$ et $p\text{-valeur}<0,1$), la différence entre $\theta(pF1)$ et $\theta(pF2)$ ($r=0,99$ et $p\text{-valeur}<0,05$) et la différence entre $K(pF1)$ et $K(pF2)$ ($r=0,98$ et $p\text{-valeur}<0,05$). Pour les corrélations entre COS, la masse volumique apparente et la porosité totale, les corrélations avoisinent les corrélations générales ($r=-0,86$ et $r=0,86$). En R10, la corrélation entre COS et la densité de racines fines est aussi significative ($r=0,98$ et $p\text{-valeur}<0,05$). Une des hypothèses initiales était que COS et la densité racinaire seraient hautement corrélés. Cependant, la tendance générale ne confirme pas cette hypothèse ($p\text{-valeur}>0,1$). On observe ici que les deux zones reforestées confirment l'hypothèse initiale. La prairie possède également une corrélation avec une $p\text{-valeur}>0,1$, ce qui signifie que cette relation n'est pas significative. L'annexe 10 illustre les régressions linéaires générale (bleu) et au sein des parcelles R40, R10 et P, de la densité racinaire en fonction de COS. La tendance générale est non significative en raison des différences de densité de racines fines des trois parcelles. En effet, la prairie a une densité de racines fines à 0,1 [m] bien supérieure aux deux zones reforestées (R40 et R10). L'impact de la couverture sur la relation entre COS et la densité racinaire peut dès lors être observé. La teneur en eau à saturation (θ_s) en CA est corrélée significativement à COS ($r=0,98$). Les différences entre $K(pF2)$ et $K(pF3)$ ($r=-0,91$), $K(pF3)$ et $K(pF4)$ ($r=-0,96$) en P, sont corrélées négativement avec COS.

Peu de corrélation sont significatives dans le tableau 9 et cela peut s'expliquer par le fait qu'uniquement quatre valeurs aient été utilisées pour chaque coefficient et/ou que les différentes profondeurs ne fonctionnent pas de la même manière au sein d'une parcelle et donc qu'elles engendrent une hétérogénéité dans les valeurs d'indicateurs mesurés.

Tableau 9: coefficients de corrélation entre le carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure pour la tendance générale (bleu), R40 (vert foncé), R10 (vert clair), CA (brun) et P (jaune). Les valeurs en noir, sont les valeurs dont la corrélation est significative (p -valeur<0,05 en gras, $0,05 < p$ -valeur<0,1 pas en gras). R40 est une zone reforestée depuis 40 ans, R10 est une zone reforestée depuis 10 ans, CA est une zone à l'abandon et P est une prairie.

10-50 [cm]	COS				
	Générale	R40	R10	CA	P
Masse volumique apparente	-0,86	-0,92	-0,79	-0,88	-0,74
Porosité totale	0,86	0,92	0,79	0,88	0,74
Densité racines fines	0,49	0,93	0,98	NA	0,62
n1	-0,10	0,09	-0,48	0,24	0,12
n2	0,37	0,73	0,75	-0,71	-0,03
θ_s	0,66	0,83	0,77	0,98	0,52
θ_{CAC}	0,25	-0,56	-0,77	-0,29	0,66
θ_{PFP}	-0,28	-0,66	-0,80	-0,81	-0,08
CDA	0,49	0,78	0,79	0,70	0,01
REU	0,47	0,13	0,11	0,26	0,82
PFP- θ_r	-0,14	-0,66	-0,55	-0,81	-0,08
θ_s - θ (pF1)	0,03	0,65	0,62	0,49	0,51
θ (pF1)- θ (pF2)	0,49	0,99	0,83	0,49	0,01
θ (pF2)- θ (pF3)	0,43	0,64	0,39	0,94	0,71
θ (pF3)- θ (pF4)	0,51	0,13	0,18	0,20	0,81
Ks	0,07	0,51	0,74	0,51	-0,31
Ks-K(pF0)	0,02	0,78	0,59	0,35	-0,59
K(pF0)-K(pF1)	-0,14	-0,51	0,42	0,59	0,26
K(pF1)-K(pF2)	0,33	0,98	0,83	0,37	-0,48
K(pF2)-K(pF3)	-0,03	0,87	0,66	0,76	-0,91
K(pF3)-K(pF4)	0,29	0,53	0,69	0,85	-0,96

Des graphiques sont présentés dans l'annexe 10, ils illustrent la distribution des valeurs des quatre parcelles et les régressions linéaires associées.

En résumé, la teneur en COS exerce une influence sur la structure du sol et sur les propriétés hydrauliques du sol. Elle influence significativement la masse volumique apparente, la porosité totale et la rétention en eau. Cependant, cette influence est liée au type de couverture végétale. En effet, l'absence de corrélation significative à 10 [cm] indique une hétérogénéité des valeurs mesurées dans les quatre parcelles. Pourtant, cette profondeur est celle qui est la plus influencée par la couverture végétale. Les différentes couvertures végétales impactent notamment les propriétés hydrauliques et l'humidité du sol, à la fois directement par l'absorption de l'eau par les racines et indirectement en modifiant la structure du sol, ce qui « masque » les relations entre le COS et la structure. En revanche, au vu des corrélations significatives entre COS, la masse volumique apparente et la porosité totale pour les profondeurs de 20 [cm] et 30 [cm], on suppose que l'impact qu'a la couverture végétale sur la structure se fait principalement via le COS dans ces profondeurs. Le peu de corrélations observées lorsque l'on compare le COS et les indicateurs de structure par parcelle, pourrait être expliqué par ce fonctionnement différent des profondeurs.

5) Perspectives d'améliorations et recommandations

Premièrement, il serait bénéfique de réaliser des analyses de sols complètes jusqu'à une profondeur de deux mètres pour toutes les parcelles. Ces analyses devraient inclure les mesures de pH H₂O, pH KCl, la capacité d'échange cationique (CEC), le fer extractible et les bases échangeables, en plus des propriétés déjà mesurées (texture, masse volumique apparente, porosité totale, carbone total, organique, inorganique, labile, non-labile et azote total). Cela permettra de mieux comprendre la nature des argiles, la nature des charges, et d'identifier avec précision le type de sol présent. De plus, il serait nécessaire de mesurer les K_s et les densités racinaires sur les quatre parcelles.

Il serait intéressant d'identifier les horizons de sol au lieu des profondeurs. Cela permettrait de regrouper les profondeurs qui ont des propriétés physiques et hydrauliques similaires et d'éventuellement réduire le nombre d'échantillons sans pour autant perdre de l'information.

Idéalement, trouver une zone reforestée depuis environ dix [ans] sur un sol possédant les mêmes propriétés, notamment au niveau de la texture, que les trois autres sols étudiés serait intéressant. Une telle comparaison directe permettrait d'évaluer l'impact de la reforestation, après dix [ans], sur le carbone du sol, la structure et les propriétés hydrauliques du sol.

Dans des analyses futures, il serait également intéressant de disposer de plusieurs répliquats de chaque zone et de chaque profondeur. Cela permettrait de prendre en compte l'hétérogénéité du sol. En effet, un seul échantillon pour chaque profondeur dans chaque parcelle ne s'avère pas représentatif et est non suffisant pour tirer des conclusions quant aux relations entre la couverture végétale, le carbone, la structure et les propriétés hydrauliques. De plus, il serait intéressant de procéder à une analyse multivariée des données collectées et de construire un modèle. Cette approche permettrait de détecter les relations complexes entre les différentes variables et d'améliorer la prédiction et l'interprétation des résultats.

Finalement, afin d'évaluer l'ensemble du stock de carbone dans les quatre parcelles, il est nécessaire de combler les lacunes actuelles. Cela inclut l'évaluation du carbone contenu dans la végétation ainsi que dans le sol jusqu'à une profondeur de plus de 50 [cm]. Cette évaluation complète est essentielle pour obtenir une estimation précise du stock de carbone total.

L'ensemble des recommandations visent à fournir une compréhension plus approfondie des sols étudiés, à améliorer les modèles prédictifs et à obtenir une évaluation plus précise des stocks de carbone, contribuant ainsi à des pratiques de gestion des sols et de reforestation plus efficace.

Conclusion

Ce mémoire a permis de mieux comprendre comment le changement de couverture après une déforestation, en Forêt Atlantique brésilienne, affecte les liens entre le carbone, la structure et les propriétés hydrauliques du sol. Plus précisément, trois sous-objectifs basés sur des hypothèses ont été définis : (1) observer les impacts du changement de couverture, après une déforestation, sur le contenu en carbone du sol, (2) évaluer le lien entre le carbone, la structure du sol et les propriétés hydrauliques du sol, (3) observer l'impact du changement de couverture, après une déforestation, sur ces relations.

Via une étude de cas, réalisée en collaboration avec l'INPE, sur la station écohydrologique de São Francisco Xavier, composée d'une zone reforestée depuis 40 [ans] (R40), une zone reforestée depuis 10 [ans] (R10), une prairie (P) et une zone à l'abandon (CA), les réponses suivantes ont été apportées :

(1) La vieille forêt (R40) est la parcelle qui possède les teneurs en carbone les plus élevées, suivie de la prairie (P), de la zone déforestée (CA) et finalement, de la jeune forêt (R10), soit : $R10 < CA < P < R40$. On a trouvé qu'il n'y avait pas uniquement le couvert forestier qui influençait le contenu en carbone des sols, la texture, notamment le contenu en argile, influence également les teneurs en carbone des sols.

Afin de répondre aux deux sous-objectifs suivants, des coefficients de corrélations ont été calculés et deux seuils de significativité ont été déterminés : soit $p\text{-valeur} < 0,05$, soit $0,05 < p\text{-valeur} < 0,1$. Il n'est pas très courant d'utiliser le seuil de 0,1, mais l'ensemble des corrélations calculées dans ce contexte ci ont été calculées sur base de 16 ou de quatre valeurs. La taille de l'échantillonnage étant très réduite, il a fallu que nous déterminions un seuil de 0,1, moins fiable afin de pouvoir interpréter davantage de résultats obtenus. Il est donc important de garder un regard critique sur les coefficients de corrélation et sur les degrés de significativités obtenus. De plus, les coefficients de corrélation calculés supposent une relation linéaire entre les variables. Il est cependant possible qu'une autre relation, par exemple exponentielle, existe entre les variables et une corrélation linéaire non significative ne veut pas dire qu'il n'existe pas de relation entre les variables.

(2) Le carbone organique du sol (COS) a une corrélation générale positive significative ($p\text{-valeur} < 0,05$) avec la porosité totale ($r=0,86$), la teneur en eau à saturation ($r=0,66$), la capacité de l'air ($r=0,49$), la différence entre $\theta(pF1)$ et $\theta(pF2)$ ($r=0,49$) et la différence entre $\theta(pF3)$ et $\theta(pF4)$ ($r=0,51$). Néanmoins, le COS a une corrélation significative négative avec la masse volumique apparente ($r=-0,86$). Aucune corrélation significative générale ne fut trouvée entre COS et la densité racinaire, n (paramètre des courbes de rétention du modèle de Durner), la teneur en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent, la conductivité hydraulique et la conductivité hydraulique à saturation.

(3) En calculant des coefficients de corrélations entre les valeurs d'une même profondeur ou d'une même parcelle, on a remarqué que COS a une relation significative avec la masse volumique apparente à 20[cm] et à 30[cm] ($r=-0,97$), la porosité totale à 20[cm] et à 30[cm] ($r=0,97$), la densité de racines fines à 50[cm] ($r=0,95$) et la différence entre $K(pF3)$ et $K(pF4)$ à 30[cm] ($r=0,97$). Pour les corrélations entre COS, la masse volumique apparente et la porosité totale, les corrélations avoisinent les corrélations générales ($r=-0,86$ et $r=0,86$). Une absence de corrélation fut observée à 10 [cm] indiquant une hétérogénéité des valeurs mesurées dans les quatre parcelles à cette profondeur. En R40, COS a une relation significative avec la masse volumique apparente ($r=-0,92$ et $p\text{-valeur}<0,1$), la porosité totale ($r=0,92$ et $p\text{-valeur}<0,1$), la densité racinaire ($r=0,93$ et $p\text{-valeur}<0,1$), la différence entre $\theta(pF1)$ et $\theta(pF2)$ ($r=0,99$ et $p\text{-valeur}<0,05$) et la différence entre $K(pF1)$ et $K(pF2)$ ($r=0,98$ et $p\text{-valeur}<0,05$). En R10, la corrélation entre COS et la densité de racines fines est aussi significative ($r=0,98$ et $p\text{-valeur}<0,05$). La teneur en eau à saturation (θ_s) en CA est corrélée significativement à COS ($r=0,98$). Les différences entre $K(pF2)$ et $K(pF3)$ ($r=-0,91$), $K(pF3)$ et $K(pF4)$ ($r=-0,96$) en P, sont corrélées négativement avec COS.

En résumé, la teneur en COS exerce une influence sur la structure du sol et sur les propriétés hydrauliques du sol. Elle influence significativement la masse volumique apparente, la porosité totale et la rétention en eau. Cependant, cette influence est liée au type de couverture végétale. En effet, l'absence de corrélation significative à 10 [cm] indique une hétérogénéité des valeurs mesurées dans les quatre parcelles. Pourtant, cette profondeur est celle qui est la plus influencée par la couverture végétale. Les différentes couvertures végétales impactent notamment les propriétés hydrauliques et l'humidité du sol, à la fois directement par l'absorption de l'eau par les racines et indirectement en modifiant la structure du sol, ce qui « masque » les relations entre le COS et la structure. En revanche, au vu des corrélations significatives entre COS, la masse volumique apparente et la porosité totale pour les profondeurs de 20 [cm] et 30 [cm], il a été supposé que l'impact de la couverture végétale sur la structure se fait principalement via le COS dans ces profondeurs-là. Le peu de corrélations observées lorsque l'on compare le COS et les indicateurs de structure par parcelle, pourrait être expliqué par ce fonctionnement différent des profondeurs.

Finalement, dans les analyses futures, il serait utile de disposer de plusieurs réplicats par zone et profondeur afin de refléter l'hétérogénéité du sol, un seul échantillon ne s'avère pas représentatif. Cela améliorerait la compréhension des relations entre la couverture végétale, le carbone, la structure et les propriétés hydrauliques du sol. Il est également recommandé d'effectuer une analyse multivariée des données et de construire un modèle, afin de détecter les relations complexes entre les variables et d'améliorer la précision et l'interprétation des résultats.

Références bibliographiques

- Adams, W. A. (1973). The Effect of Organic Matter on the Bulk and True Densities of Some Uncultivated Podzolic Soils. *Journal of Soil Science*, 24(1), 10-17. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1973.tb00737.x>
- Analyse élémentaire, la méthode Dumas, Les analyseurs Dumas VELP. (s. d.). Consulté 10 novembre 2023, à l'adresse <https://www.velp.com/fr-ww/analyse-elementaire-la-methode-dumas-1.aspx>
- AR6 Synthesis Report : Climate Change 2023. (s. d.). Consulté 15 mars 2024, à l'adresse <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>
- Askari, M. S., Cui, J., O'Rourke, S. M., & Holden, N. M. (2015). Evaluation of soil structural quality using VIS–NIR spectra. *Soil and Tillage Research*, 146, 108-117. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.03.006>
- Augusto, L., & Boča, A. (2022). Tree functional traits, forest biomass, and tree species diversity interact with site properties to drive forest soil carbon. *Nature Communications*, 13(1), 1097. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28748-0>
- Balbino, L. C., Bruand, A., Brossard, M., Grimaldi, M., Hajnos, M., & Guimarães, M. F. (2002). Changes in porosity and microaggregation in clayey Ferralsols of the Brazilian Cerrado on clearing for pasture. *European Journal of Soil Science*, 53(2), 219-230. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00446.x>
- Balbino, L. C., Bruand, A., Cousin, I., Brossard, M., Quétin, P., & Grimaldi, M. (2004). Change in the hydraulic properties of a Brazilian clay Ferralsol on clearing for pasture. *Geoderma*, 120(3), 297-307. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.08.017>
- Batjes, N. h. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47(2), 151-163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x>
- Bauer, A. (1974). *Influence of Soil Organic Matter on Bulk Density and Available Water Capacity of Soils*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Influence-of-Soil-Organic-Matter-on-Bulk-Density-of-Bauer/42f0dd04d642bd3e208729ac169bc0895fb00b4f>
- Baver, L. D. (Leonard D. (1972). *Soil physics*. New York, Wiley. http://archive.org/details/soilphysics0000bave_h7y3
- Bieluczyk, W., Asselta, F. O., Navroski, D., Gontijo, J. B., Venturini, A. M., Mendes, L. W., Simon, C. P., Camargo, P. B. de, Tadini, A. M., Martin-Neto, L., Bendassolli, J. A., Rodrigues, R. R., van der Putten, W. H., & Tsai, S. M. (2023). Linking above and belowground carbon sequestration, soil organic matter properties, and soil health in Brazilian Atlantic Forest restoration. *Journal of Environmental Management*, 344, 118573. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118573>
- Birch-Thomsen, T., Elberling, B., Fog, B., & Magid, J. (2007). Temporal and spatial trends in soil organic carbon stocks following maize cultivation in semi-arid Tanzania, East Africa. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 79(3), 291-302. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9116-4>
- Bittelli, M., & Flury, M. (2009). Errors in Water Retention Curves Determined with Pressure Plates. *Soil Science Society of America Journal*, 73(5), 1453-1460. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0082>
- Blazewski, G. A., Stolt, M. H., Gold, A. J., Gurwick, N., & Groffman, P. M. (2009). Spatial Distribution of Carbon in the Subsurface of Riparian Zones. *Soil Science Society of America Journal*, 73(5), 1733-1740. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0386>

- Borma, L. S., Costa, M. H., da Rocha, H. R., Arieira, J., Nascimento, N. C. C., Jaramillo-Giraldo, C., Ambrosio, G., Carneiro, R. G., Venzon, M., Neto, A. F., van der Hoff, R., Oliveira, B. F. A., Rajão, R., & Nobre, C. A. (2022). Beyond Carbon : The Contributions of South American Tropical Humid and Subhumid Forests to Ecosystem Services. *Reviews of Geophysics*, 60(4), e2021RG000766. <https://doi.org/10.1029/2021RG000766>
- Brewer, R. (2004). *Brewer R. Fabric and mineral analysis of soils*. New York, NY : Krieger, 1976 (1964). <https://www.semanticscholar.org/paper/Brewer-R.-Fabric-and-mineral-analysis-of-soils.-New-Brewer/bd0a2f551009a03b82b00033a1a234f8c2c71017>
- Bronick, C. J., & Lal, R. (2005). Soil structure and management : A review. *Geoderma*, 124(1), 3-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Chauvel, A., Grimaldi, M., & Tessier, D. (1991). Changes in soil pore-space distribution following deforestation and revegetation : An example from the Central Amazon Basin, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 38(3), 259-271. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90147-N](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90147-N)
- Chimactiv—Ressources pédagogiques numériques interactives dans l'analyse chimique de milieux complexes*. (s. d.). Consulté 28 février 2024, à l'adresse <https://chimactiv.agroparistech.fr/fr/methodologie/metrologie/theorie/17>
- Chittleborough, D. J. (1982). Effect of the method of dispersion on the yield of clay and fine clay. *Soil Research*, 20(4), 339-346. <https://doi.org/10.1071/sr9820339>
- Climate Change São Paulo*. (s. d.). Meteoblue. Consulté 20 octobre 2023, à l'adresse https://www.meteoblue.com/en/climate-change/s%c3%a3o-paulo_brazil_3448439
- Cornelis, W. M., Akodi, D., Komutunga, E., Agaba, C., Ahumuza, E., & Oratungye, K. (2019). Exploring visual soil evaluation and examination methods on highly-weathered tropical soil. *Soil and Tillage Research*, 195, 104360. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104360>
- Culman, S. W., Snapp, S. S., Freeman, M. A., Schipanski, M. E., Beniston, J., Lal, R., Drinkwater, L. E., Franzluebbers, A. J., Glover, J. D., Grandy, A. S., Lee, J., Six, J., Maul, J. E., Mirsky, S. B., Spargo, J. T., & Wander, M. M. (2012). Permanganate Oxidizable Carbon Reflects a Processed Soil Fraction that is Sensitive to Management. *Soil Science Society of America Journal*, 76(2), 494-504. <https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0286>
- da Silva, A. P., Kay, B. D., & Perfect, E. (1997). Management versus inherent soil properties effects on bulk density and relative compaction. *Soil and Tillage Research*, 44(1), 81-93. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(97\)00044-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(97)00044-5)
- Daugeard, M., & Cunha, P. R. (2023). Entre exploitation et protection : La question forestière au cœur d'une ambivalence historique au Brésil. *Caravelle. Cahiers du monde hispanique et luso-brésilien*, 119, Article 119. <https://doi.org/10.4000/caravelle.13092>
- de Jonge, L. W., Kjaergaard, C., & Moldrup, P. (2004). Colloids and colloid-facilitated transport of contaminants in soils : An introduction. *Vadose Zone Journal*, 3(2), 321-325. Scopus. <https://doi.org/10.2113/3.2.321>

- Delvoie, B., UCL, Javaux, M., & Borma, L. (2023). *Quel est l'impact de la reforestation sur l'équilibre des ressources en eau du sol ? : Un cas d'étude dans la Forêt Atlantique Brésilienne, à São Francisco Xavier, État de São Paulo*. UCLouvain. <https://hdl.handle.net/2078.1/thesis:41004>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R. T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., van Oudenhoven, A. P. E., van der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., ... Shirayama, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359(6373), 270-272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Don, A., Schumacher, J., & Freibauer, A. (2011). Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*, 17(4), 1658-1670. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02336.x>
- Durner, W. (1994). Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resources Research - WATER RESOUR RES*, 30, 211-223. <https://doi.org/10.1029/93WR02676>
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). Effects of afforestation on water yield : A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology*, 11(10), 1565-1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Ferralsol : Définition et explications. (s. d.). AquaPortail. Consulté 5 février 2024, à l'adresse <https://www.aquaportail.com/dictionnaire/definition/5374/ferralsol>
- Franzluebbers, A. J. (2021). Soil organic carbon sequestration calculated from depth distribution. *Soil Science Society of America Journal*, 85(1), 158-171. <https://doi.org/10.1002/saj2.20176>
- Fu, Z., Hu, W., Beare, M., Thomas, S., Carrick, S., Dando, J., Langer, S., Müller, K., Baird, D., & Lilburne, L. (2021). Land use effects on soil hydraulic properties and the contribution of soil organic carbon. *Journal of Hydrology*, 602, 126741. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126741>
- Futura. (s. d.). Définition | Ombrophile | Futura Planète. Futura. Consulté 20 octobre 2023, à l'adresse <https://www.futura-sciences.com/planete/definitions/botanique-ombrophile-7255/>
- Gerke, H., & Kuchenbuch, R. (2007). Root effects on soil water and hydraulic properties. *Biologia*, 62(5), 557-561. <https://doi.org/10.2478/s11756-007-0110-8>
- Guimarães, R. M. L., Ball, B. C., & Tormena, C. A. (2011). Improvements in the visual evaluation of soil structure. *Soil Use and Management*, 27(3), 395-403. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x>
- Guimarães, R. M. L., Ball, B. C., Tormena, C. A., Giarola, N. F. B., & da Silva, Á. P. (2013). Relating visual evaluation of soil structure to other physical properties in soils of contrasting texture and management. *Soil and Tillage Research*, 127, 92-99. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.01.020>
- Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change : A meta analysis. *Global Change Biology*, 8(4), 345-360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Håkansson, I., & Lipiec, J. (2000). A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. *Soil and Tillage Research*, 53(2), 71-85. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00095-1](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00095-1)
- Hengl, T., Jesus, J. M. de, Heuvelink, G. B. M., Gonzalez, M. R., Kilibarda, M., Blagotić, A., Shangguan, W., Wright, M. N., Geng, X., Bauer-Marschallinger, B., Guevara, M. A., Vargas, R., MacMillan, R. A., Batjes, N. H.,

- Leenaars, J. G. B., Ribeiro, E., Wheeler, I., Mantel, S., & Kempen, B. (2017). SoilGrids250m : Global gridded soil information based on machine learning. *PLOS ONE*, 12(2), e0169748. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169748>
- Hoogsteen, M. J. J., Lantinga, E. A., Bakker, E. J., Groot, J. C. J., & Tittone, P. A. (2015). Estimating soil organic carbon through loss on ignition : Effects of ignition conditions and structural water loss. *European Journal of Soil Science*, 66(2), 320-328. <https://doi.org/10.1111/ejss.12224>
- HYPROP 2—METER Group*. (s. d.). Consulté 29 février 2024, à l'adresse <https://metergroup.com/fr/des-produits/hyprop-2/>
- Instituto Nacional de Meteorologia—INMET*. (s. d.). Consulté 18 octobre 2023, à l'adresse <https://portal.inmet.gov.br/>
- Integrator Guides—METER Group*. (2023, juin 5). <https://metergroup.com/meter-environment/support/downloads/integrator-guides/>
- International—Portal Embrapa*. (s. d.). Consulté 16 mai 2024, à l'adresse <https://www.embrapa.br/en/international>
- ISRIC — World Soil Information*. (s. d.). ISRIC — World Soil Information. Consulté 20 octobre 2023, à l'adresse <https://www.isric.org>
- Jackson, R., Jobbágy, E., Avissar, R., Baidya Roy, S., Barrett, D., Cook, C., Farley Wolf, K., Le Maitre, D., McCarl, B., & Murray, B. (2006). Trading Water for Carbon With Biological Carbon Sequestration. *Science (New York, N.Y.)*, 310, 1944-1947. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>
- Jensen, J. L., Schjønning, P., Christensen, B. T., & Munkholm, L. J. (2016). Suboptimal fertilisation compromises soil physical properties of a hard-setting sandy loam. *Soil Research*, 55(4), 332-340. <https://doi.org/10.1071/SR16218>
- Jensen, J. L., Schjønning, P., Watts, C. W., Christensen, B. T., & Munkholm, L. J. (2017). Soil texture analysis revisited : Removal of organic matter matters more than ever. *PLOS ONE*, 12(5), e0178039. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178039>
- Jensen, J. L., Schjønning, P., Watts, C. W., Christensen, B. T., Peltre, C., & Munkholm, L. J. (2019). Relating soil C and organic matter fractions to soil structural stability. *Geoderma*, 337, 834-843. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.034>
- Johnston, A. E., Poulton, P. R., & Coleman, K. (2009). Chapter 1 Soil Organic Matter : Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes. In D. L. Sparks (Éd.), *Advances in Agronomy* (Vol. 101, p. 1-57). Academic Press. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)00801-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00801-8)
- Jotisankasa, A., & Sirirattanachai, T. (2017). Effects of grass roots on soil-water retention curve and permeability function. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(11), 1612-1622. <https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0281>
- Kopittke, P. M., Dalal, R. C., Finn, D., & Menzies, N. W. (2017). Global changes in soil stocks of carbon, nitrogen, phosphorus, and sulphur as influenced by long-term agricultural production. *Global Change Biology*, 23(6), 2509-2519. <https://doi.org/10.1111/gcb.13513>
- Korkanç, S. Y. (2014). Effects of afforestation on soil organic carbon and other soil properties. *CATENA*, 123, 62-69. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.07.009>

- KSAT - *METER Group*. (s. d.). Consulté 29 février 2024, à l'adresse <https://metergroup.com/products/ksat/>
- Lal, R. (1991). Soil Structure and Sustainability. *Journal of Sustainable Agriculture*, 1(4), 67-92. https://doi.org/10.1300/J064v01n04_06
- Lal, R. (2007). Carbon Management in Agricultural Soils. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12, 303-322. <https://doi.org/10.1007/s11027-006-9036-7>
- Le Bissonnais, Y. (1996). Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility : I. Theory and methodology. *European Journal of Soil Science*, 47(4), 425-437. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01843.x>
- Le rôle des sols dans l'atténuation du changement climatique—Carbone organique du sol—Une richesse invisible—Resources on Climate Change*. (s. d.). Consulté 14 mars 2024, à l'adresse <http://clh-ckan.apps.fao.org/fr/dataset/8d5d5418-ef1c-4b13-8c37-3ba19c8f9fef/resource/90f6e951-a355-42db-a94d-3654baee50cd>
- Lense, G. H. E., Parreiras, T. C., Servidoni, L. E., & Mincato, R. L. (2022). Impacts of reforestation on soil and soil organic carbon losses. *Ciência e Agrotecnologia*, 46, e002622. <https://doi.org/10.1590/1413-7054202246002622>
- Leung, A. K., Garg, A., & Ng, C. W. W. (2015). Effects of plant roots on soil-water retention and induced suction in vegetated soil. *Engineering Geology*, 193, 183-197. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2015.04.017>
- Lyon, S. W., Grabs, T., Laudon, H., Bishop, K. H., & Seibert, J. (2011). Variability of groundwater levels and total organic carbon in the riparian zone of a boreal catchment. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G1). <https://doi.org/10.1029/2010JG001452>
- Marques, F. A., Calegari, M. R., Vidal-Torrado, P., & Buurman, P. (2011). Relationship between soil oxidizable carbon and physical, chemical and mineralogical properties of umbric ferralsols. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 35, 25-40. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100003>
- METER Group*. (2022, novembre 16). <https://metergroup.com/>
- Miles, J. W., Maass, B. L., & Valle, C. B. (1996). *Brachiaria : Biology, Agronomy, and Improvement*. CIAT.
- MOCA - Mineral & Organic Chemical Analysis*. (s. d.). UCLouvain. Consulté 8 novembre 2023, à l'adresse <https://uclouvain.be/fr/plateformes-technologiques/moca.html>
- Moutinho, P. (2012). *Deforestation Around the World*. BoD – Books on Demand.
- Mueller, L., Kay, B. D., Hu, C., Li, Y., Schindler, U., Behrendt, A., Shepherd, T. G., & Ball, B. C. (2009). Visual assessment of soil structure : Evaluation of methodologies on sites in Canada, China and Germany: Part I: Comparing visual methods and linking them with soil physical data and grain yield of cereals. *Soil and Tillage Research*, 103(1), 178-187. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.12.015>
- Naylor, D., Sadler, N., Bhattacharjee, A., Graham, E. B., Anderton, C. R., McClure, R., Lipton, M., Hofmockel, K. S., & Jansson, J. K. (2020). Soil Microbiomes Under Climate Change and Implications for Carbon Cycling. *Annual Review of Environment and Resources*, 45(1), 29-59. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012320-082720>

- Ni, J. J., Leung, A. K., & Ng, C. W. W. (2019). Modelling effects of root growth and decay on soil water retention and permeability. *Canadian Geotechnical Journal*, 56(7), 1049-1055. <https://doi.org/10.1139/cgj-2018-0402>
- Nimmo, J. R. (2005). POROSITY AND PORE-SIZE DISTRIBUTION. In D. Hillel (Éd.), *Encyclopedia of Soils in the Environment* (p. 295-303). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00404-5>
- Oades, J. M. (1984). Soil organic matter and structural stability : Mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76(1), 319-337. <https://doi.org/10.1007/BF02205590>
- Peigné, J., Vian, J.-F., Cannavacciuolo, M., Lefevre, V., Gautronneau, Y., & Boizard, H. (2013). Assessment of soil structure in the transition layer between topsoil and subsoil using the profil cultural method. *Soil and Tillage Research*, 127, 13-25. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.05.014>
- Pinheiro, M., Cianfarra, P., & Salvini, F. (2017, mai 22). *Lineaments and tectonics of the São Pedro and Botucatu ridge region—Southeastern Brazil*.
- Pribyl, D. W. (2010). A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. *Geoderma*, 156(3), 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., & Vogel, H.-J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions : A review. *Geoderma*, 314, 122-137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Rawls, W. J. (1983). ESTIMATING SOIL BULK DENSITY FROM PARTICLE SIZE ANALYSIS AND ORGANIC MATTER CONTENT1. *Soil Science*, 135(2), 123.
- Rawls, W. J., Nemes, A., & Pachepsky, Ya. (2004). Effect of soil organic carbon on soil hydraulic properties. In *Developments in Soil Science* (Vol. 30, p. 95-114). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(04\)30006-1](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(04)30006-1)
- Rawls, W. J., Pachepsky, Y. A., Ritchie, J. C., Sobecki, T. M., & Bloodworth, H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116(1), 61-76. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00094-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00094-6)
- Rice, C., Bonini Pires, C., & Sarto, M. (2022). *Carbon cycle in soils : Dynamics and management*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00154-3>
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A. F., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests : 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242-1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Romanenko, K. A., Skvortsova, E. B., & Rozhkov, V. A. (2019). Form and orientation of soil pores as indicators of a structural soil organization. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 368(1), 012041. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/368/1/012041>
- Rouquerol, J., Avnir, D., Fairbridge, C. W., Everett, D. H., Haynes, J. M., Pernicone, N., Ramsay, J. D. F., Sing, K. S. W., & Unger, K. K. (1994). Recommendations for the characterization of porous solids (Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 66(8), 1739-1758. <https://doi.org/10.1351/pac199466081739>
- Ruellan, A. (2010). Chapitre 2. Promenades parmi les sols. In *Des sols et des hommes : Un lien menacé* (p. 29-51). IRD Éditions. <https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.8308>
- Sanchez, P. A. (Éd.). (2019a). Organic Carbon. In *Properties and Management of Soils in the Tropics* (2^e éd., p. 259-306). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781316809785.013>

- Sanchez, P. A. (Éd.). (2019b). Soil Physical Properties. In *Properties and Management of Soils in the Tropics* (2^e éd., p. 134-175). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781316809785.008>
- Schaap, M. G., & Leij, F. J. (2000). Improved Prediction of Unsaturated Hydraulic Conductivity with the Mualem-van Genuchten Model. *Soil Science Society of America Journal*, 64(3), 843-851. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.643843x>
- Shepherd, G. (s. d.). *Field guide for cropping and pastoral grazing on flat to rolling country*.
- Skvortsova, E. B., & Utkaeva, V. F. (2008). Soil pore space arrangement as a geometric indicator of soil structure. *Eurasian Soil Science*, 41(11), 1198-1204. <https://doi.org/10.1134/S1064229308110082>
- Software—METER Group. (2023, juin 5). <https://metergroup.com/meter-environment/support/downloads/software/>
- Soil. (s. d.). UCLouvain. Consulté 8 novembre 2023, à l'adresse <https://uclouvain.be/en/research-institutes/eli/moca/soil.html>
- Soil Carbon Storage | Learn Science at Scitable. (s. d.). Consulté 16 mars 2024, à l'adresse <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/soil-carbon-storage-84223790/>
- Soil Science | Luiz de Queiroz College of Agriculture. (s. d.). Consulté 10 novembre 2023, à l'adresse <https://en.esalq.usp.br/departments/soil-science>
- Soils from the State of São Paulo—IAC. (s. d.). Consulté 20 octobre 2023, à l'adresse <https://solossp.iac.sp.gov.br/>
- Solone, R., Bittelli, M., Tomei, F., & Morari, F. (2012). Errors in water retention curves determined with pressure plates: Effects on the soil water balance. *Journal of Hydrology*, 470-471, 65-74. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.08.017>
- SpectraMax M Series Microplate Readers, Cuvette Port, IQ OQ Validation. (s. d.). Consulté 2 mars 2024, à l'adresse <https://www.moleculardevices.com/products/microplate-readers/multi-mode-readers/spectramax-m-series-readers>
- Tisdall, J. M., & Oades, J. M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33(2), 141-163. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>
- USDA. (s. d.). Consulté 22 mai 2024, à l'adresse <https://www.usda.gov/>
- van Genuchten, M. Th. (1980). A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892-898. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>
- Wainkwa Chia, R., Kim, D.-G., & Yimer, F. (2017). Can afforestation with *Cupressus lusitanica* restore soil C and N stocks depleted by crop cultivation to levels observed under native systems? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 242, 67-75. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.023>
- Wambeke, A. van. (1992). *Soils of the tropics: Properties and appraisal*. New York: McGraw-Hill. <http://archive.org/details/soilsoftropicspr0000wamb>
- Wang, T., Wedin, D., & Zlotnik, V. A. (2009). Field evidence of a negative correlation between saturated hydraulic conductivity and soil carbon in a sandy soil. *Water Resources Research*, 45(7). <https://doi.org/10.1029/2008WR006865>
- WP4C - METER Group. (s. d.). Consulté 7 mai 2024, à l'adresse <https://metergroup.com/products/wp4c/>

- XP CEN/TS 16375. (s. d.). Afnor EDITIONS. Consulté 26 février 2024, à l'adresse <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/xp-cen-ts-16375/amendements-mineraux-basiques-determination-de-la-teneur-en-carbonate-resid/fa164328/41121>
- Zamanian, K., Zhou, J., & Kuzyakov, Y. (2021). Soil carbonates : The unaccounted, irrecoverable carbon source. *Geoderma*, 384, 114817. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114817>
- Zeleeke, T. B., & Si, B. C. (2005). Scaling Relationships between Saturated Hydraulic Conductivity and Soil Physical Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 69(6), 1691-1702. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0072>
- Zhang, Y., Liao, X., Wang, Z., Wei, X., Jia, X., & Shao, M. (2020). Synchronous sequestration of organic carbon and nitrogen in mineral soils after conversion agricultural land to forest. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 295, 106866. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106866>
- Zimmermann, B., & Elsenbeer, H. (2008). Spatial and temporal variability of soil saturated hydraulic conductivity in gradients of disturbance. *Journal of Hydrology*, 361(1), 78-95. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.027>
- Zimmermann, B., Elsenbeer, H., & De Moraes, J. M. (2006). The influence of land-use changes on soil hydraulic properties : Implications for runoff generation. *Forest Ecology and Management*, 222(1), 29-38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.070>
- Zwiener, V. P., de Lima, R. A. F., Sánchez-Tapia, A., Rocha, D. S. B., & Marques, M. C. M. (2021). Tree Diversity in the Brazilian Atlantic Forest : Biases and General Patterns Using Different Sources of Information. In M. C. M. Marques & C. E. V. Grelle (Éds.), *The Atlantic Forest : History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest* (p. 115-131). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_6

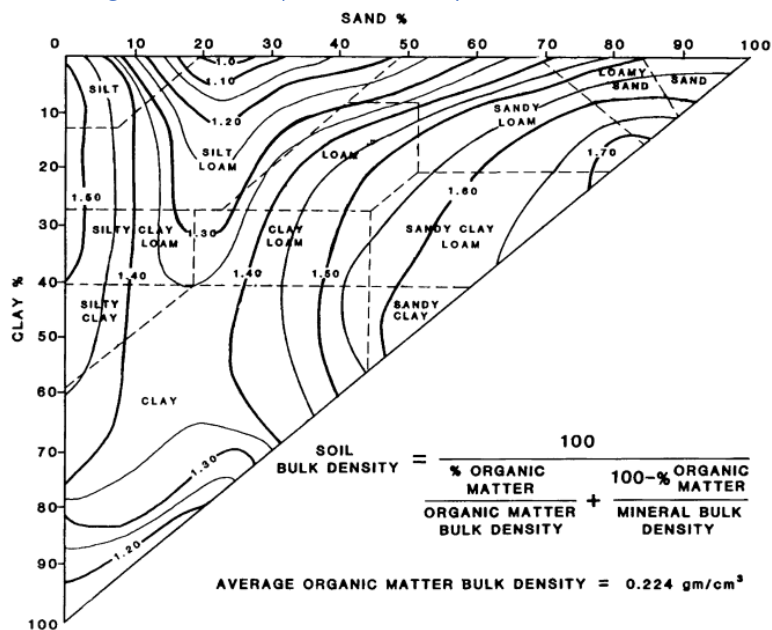
Annexes

Annexe 1 : Distribution et étendues des sols au Brésil et nomenclature correspondante en système FAO-WRB.

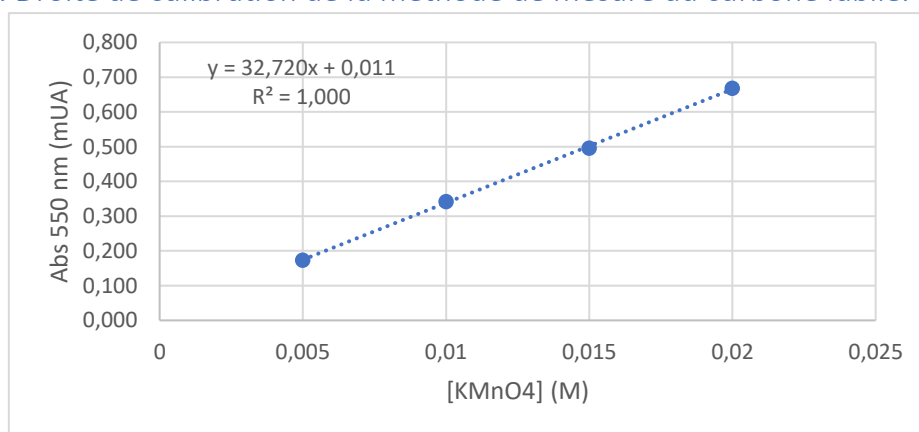
Soil types	1 000 km ²	Total	North	North-east	Centre West	South-east	South
Percent							
Alissolos	372	4.4	8.7	0.0	0.0	0.0	6.3
Argissolos	1 714	20.0	24.4	17.2	13.8	20.6	14.8
Cambissolos	232	2.7	1.0	2.1	1.6	8.6	9.3
Chernossolos	42	0.5	0.0	1.0	0.3	0.2	3.9
Espodossolos	133	1.6	3.1	0.4	0.3	0.4	0.0
Gleissolos	311	3.7	6.4	0.8	2.8	0.5	0.4
Latossolos	3 318	38.7	33.9	31.0	52.8	56.3	25.0
Luvissolos	226	2.7	2.7	7.6	0.0	0.0	0.0
Neossolos	1 247	14.6	8.5	27.5	16.3	9.4	23.2
Nitossolos	120	1.4	0.3	0.1	1.2	2.6	11.5
Planossolos	155	1.8	0.2	6.6	1.7	0.2	3.0
Plintossolos	509	5.9	7.6	4.7	8.8	0.0	0.0
Vertissolos	169	2.0	3.2	1.0	0.4	1.2	2.6
Total	8 548	100	100	100	100	100	100

Brazilian taxonomy	FAO-WRB System
Alissolos	Chromic & Haplic Alisols
Argissolos	Rhodic & Haplic Acrisols and some Lixisols
Cambissolos	Umbric & Haplic Cambisols
Chernossolos	Calcic, Chernic, Luvic & Haplic Phaeozems
Espodossolos	Carbic, Gleyic & Haplic Podzols
Gleissolos	Thionic, Sodic & Haplic Gleysols
Latossolos	Xanthic, Rhodic & Haplic Ferralsols
Luvissolos	Chromic & Haplic Luvisols
Neossolos	Lepto, Fluvi, Rego & Arenosols
Nitossolos	Rhodic & Haplic Nitisols
Planossolos	Sodic, Gleyic & Haplic Planosols
Plintossolos	Petric & Haplic Plinthosols
Vertissolos	Gleyic, Haplic & Chromic Vertisols

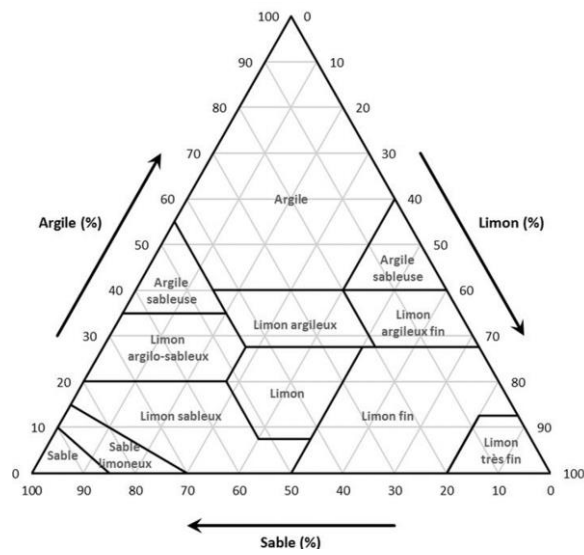
Annexe 2 : Masse volumique apparente de la matière minérale [g/cm³] en fonction de la fraction de sable et d'argile des sols (Rawls, 1983).



Annexe 3 : Droite de calibration de la méthode de mesure du carbone labile.



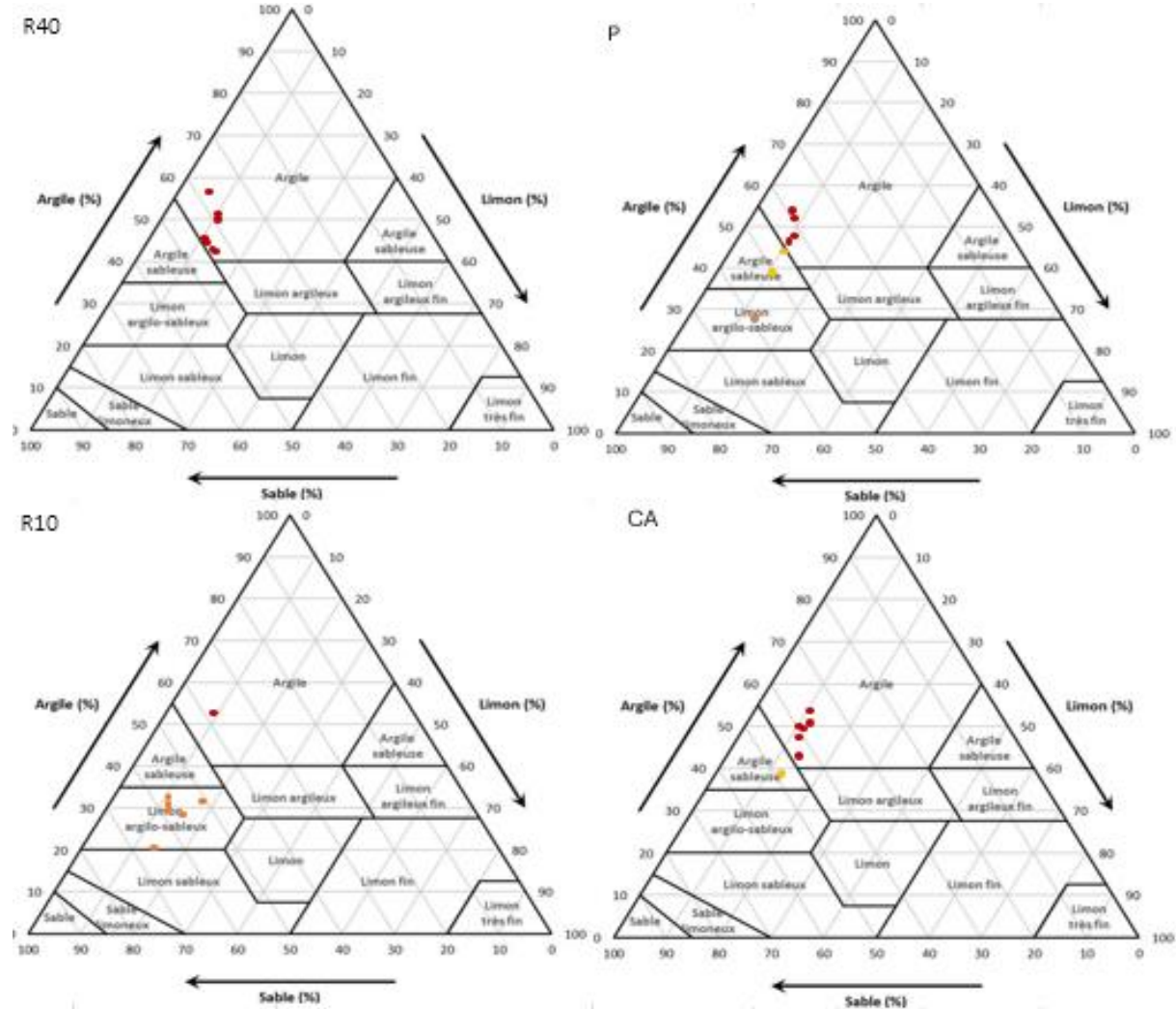
Annexe 4 : Triangle textural (Soil Science | Luiz de Queiroz College of Agriculture, s. d.).



Annexe 5 : Unités de mesure HYPROP (HYPROP 2 - METER Group, s. d.) et KSAT (KSAT - METER Group, s. d.).



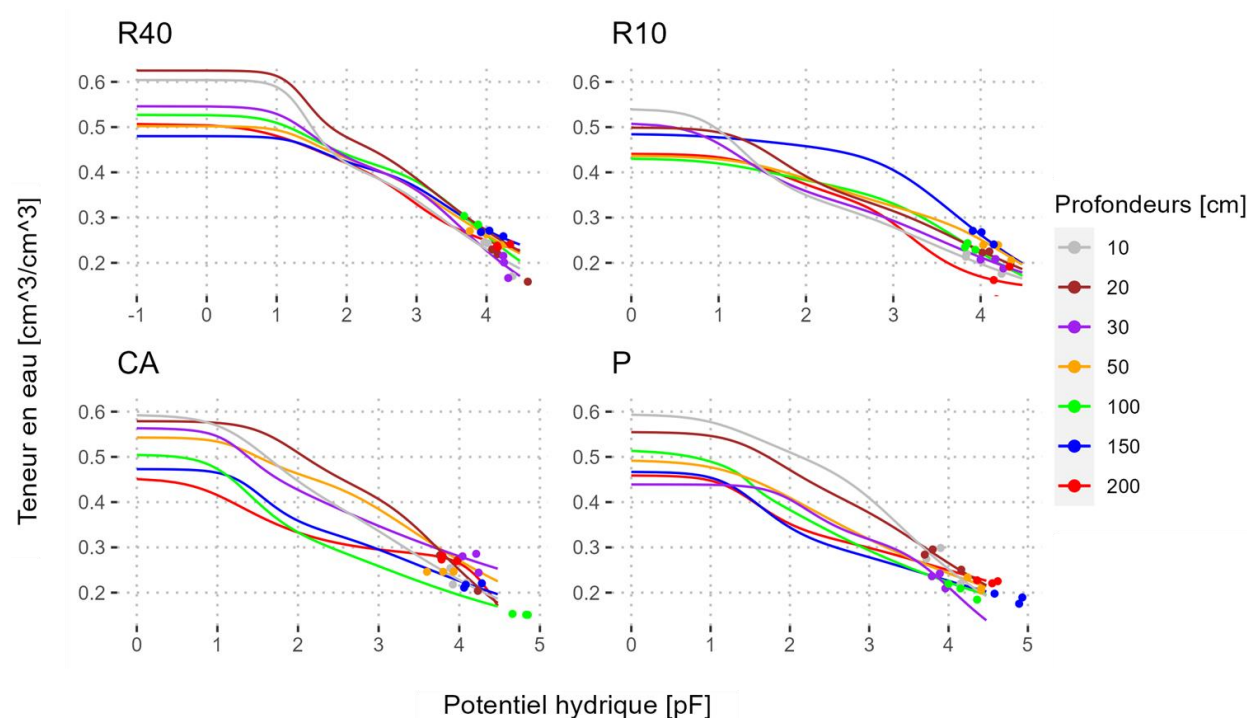
Annexe 6 : Echantillons de l'analyse granulométrique replacés dans les triangles texturaux (USDA).



Annexe 7 : Paramètres des courbes de conductivité et de rétention optimisés par Labros Soil View Analysis, selon le modèle de Durner (1994).

Parcelle	Profondeur (cm)	alpha_1	n_1	th_r	th_s	alpha_2	n_2	w_2	m_1	m_2	Ksat	Tau	WC_FC	WC_PFP
R40	10	0,00202	1,189	0,000	0,604	0,0451	2,445	0,326	0,159	0,591	454	5,225	38,2	21,1
R40	20	0,00293	1,168	0,000	0,625	0,0460	2,552	0,234	0,144	0,608	1067	6,102	36,2	20,7
R40	30	0,00077	1,268	0,000	0,546	0,0521	1,775	0,274	0,211	0,437	164	6,487	39,9	20,2
R40	50	0,00200	1,156	0,000	0,502	0,0470	1,885	0,166	0,135	0,469	27	2,300	40,0	24,4
R40	100	0,06380	1,585	0,000	0,527	0,0006	1,234	0,757	0,369	0,190	156	3,900	41,1	23,6
R40	150	0,03620	1,897	0,173	0,480	0,0010	1,359	0,748	0,473	0,264	13	-1,093	39,9	25,8
R40	200	0,00170	1,828	0,108	0,507	0,1187	1,123	0,800	0,453	0,110	94	-6,000	38,1	24,0
R10	10	0,00195	1,165	0,000	0,540	0,0804	1,903	0,401	0,142	0,475	1655	5,923	31,4	18,4
R10	20	0,03440	1,714	0,000	0,499	0,0007	1,185	0,650	0,417	0,156	78	4,965	34,8	21,0
R10	30	0,00141	1,158	0,000	0,509	0,1009	1,649	0,369	0,136	0,394	1235	3,126	32,5	19,7
R10	50	0,00010	1,464	0,038	0,437	0,0312	1,193	0,567	0,317	0,162	36	-1,920	35,3	22,8
R10	100	0,07340	1,260	0,000	0,431	0,0006	1,247	0,740	0,206	0,198	83	-0,539	36,0	20,0
R10	150	0,11740	1,200	0,000	0,485	0,0007	1,266	0,873	0,167	0,210	15	-6,000	44,1	23,4
R10	200	0,00094	1,828	0,137	0,441	0,0354	1,545	0,420	0,453	0,353	24	-0,945	33,8	16,0
CA	10	0,04950	1,500	0,000	0,593	0,0013	1,174	0,575	0,333	0,148	795	8,694	38,7	21,0
CA	20	0,00042	1,332	0,000	0,579	0,0179	1,654	0,296	0,249	0,395	1	0,699	45,3	21,7
CA	30	0,05590	2,466	0,000	0,564	0,0216	1,094	0,824	0,594	0,086	771	5,272	38,4	26,8
CA	50	0,00196	1,172	0,000	0,543	0,0478	2,015	0,164	0,147	0,504	6	-2,015	42,9	25,1
CA	100	0,00272	1,126	0,000	0,505	0,0627	1,824	0,417	0,112	0,452	13	-5,520	29,2	18,4
CA	150	0,03730	2,213	0,000	0,473	0,0023	1,129	0,717	0,548	0,114	3771	9,900	32,5	21,4
CA	200	0,00004	2,219	0,000	0,453	0,1068	1,476	0,390	0,549	0,322	9999	6,935	30,9	24,0
P	10	0,00125	1,245	0,000	0,594	0,0643	1,427	0,234	0,197	0,299	2	-3,862	46,7	22,5
P	20	0,02780	1,483	0,000	0,555	0,0007	1,185	0,656	0,326	0,156	119	6,979	42,0	24,3
P	30	0,00018	1,460	0,000	0,439	0,0091	1,900	0,300	0,315	0,474	6	8,643	35,2	17,8
P	50	0,04070	1,118	0,000	0,493	0,0407	1,118	0,622	0,106	0,106	1738	5,816	36,1	23,0
P	100	0,03380	5,117	0,000	0,516	0,0706	1,120	0,948	0,805	0,107	616	-1,527	33,5	21,1
P	150	0,00106	1,101	0,000	0,467	0,0385	1,795	0,386	0,092	0,443	4910	6,698	30,3	21,5
P	200	0,04090	1,867	0,000	0,459	0,0012	1,091	0,681	0,464	0,083	7117	9,968	32,0	24,0

Annexe 8 : Valeurs mesurées par l'instrument WP4C et comparées aux courbes de rétention.

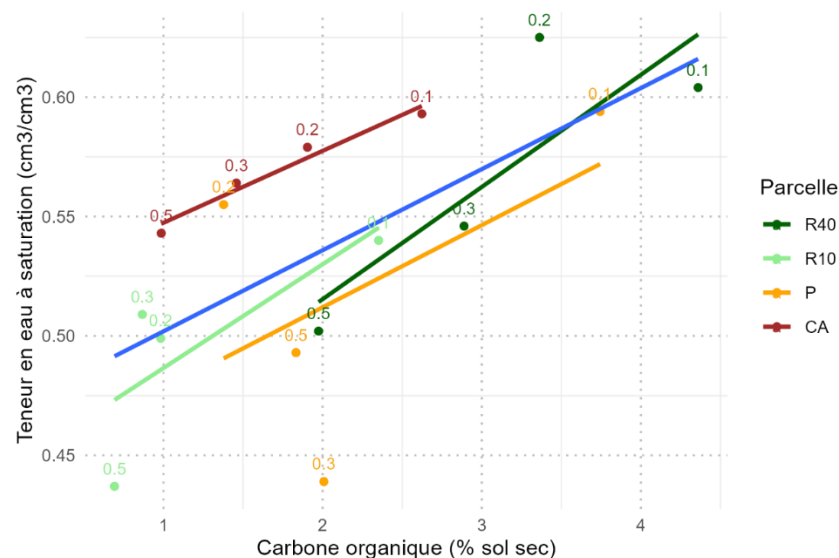


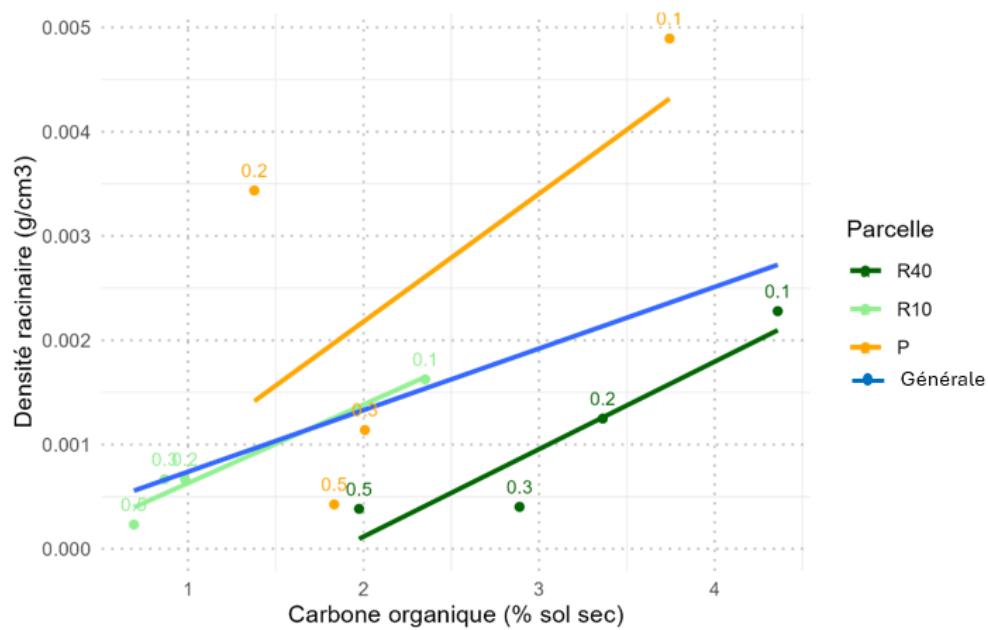
Annexe 9 : p-valeurs associées aux coefficients de corrélations entre le carbone organique du sol (COS) et les indicateurs de structure.

10-50 [cm]	COS (pvaleurs)				
	Générale	10	20	30	50
Masse volumique apparente	0,00	0,17	0,03	0,03	0,29
Porosité totale	0,00	0,17	0,03	0,03	0,29
Densité racines fines	0,11	0,60	0,83	0,72	0,05
n1	0,72	0,43	0,90	0,51	0,23
n2	0,16	0,53	0,10	0,90	0,92
θ_s	0,01	0,25	0,06	0,95	0,71
θ_{CAC}	0,35	0,44	0,88	0,24	0,96
θ_{PFP}	0,29	0,34	0,57	0,77	0,92
CDA	0,05	0,71	0,14	0,50	0,44
REU	0,06	0,49	0,97	0,10	0,98
PFP- θ_r	0,59	0,34	0,57	0,77	0,47
$\theta_s - \theta(pF1)$	0,90	0,19	0,69	0,37	0,46
$\theta(pF1) - \theta(pF2)$	0,05	0,96	0,30	0,69	0,49
$\theta(pF2) - \theta(pF3)$	0,10	0,97	0,64	0,67	0,44
$\theta(pF3) - \theta(pF4)$	0,04	0,47	0,69	0,11	0,99
Ks	0,79	0,22	0,10	0,15	0,51
Ks-K(pF0)	0,94	0,49	0,62	0,49	0,59
K(pF0)-K(pF1)	0,60	0,07	0,41	0,51	0,76
K(pF1)-K(pF2)	0,21	0,70	0,53	0,79	0,07
K(pF2)-K(pF3)	0,90	0,44	0,71	0,96	0,39
K(pF3)-K(pF4)	0,27	0,57	0,72	0,03	0,07

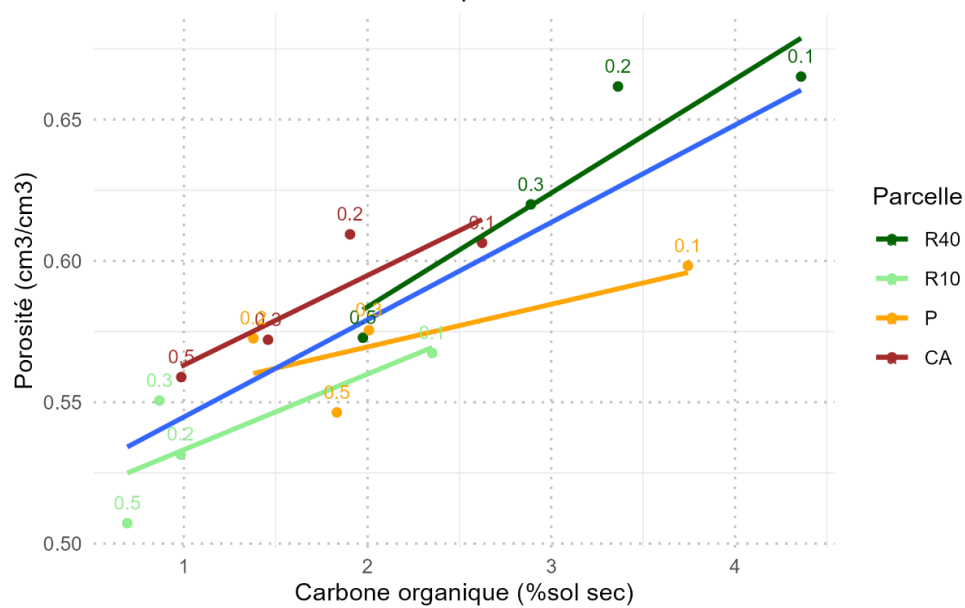
10-50 [cm]	COS (pvaleurs)				
	Générale	R40	R10	CA	P
Masse volumique apparente	0,00	0,08	0,21	0,12	0,26
Porosité totale	0,00	0,08	0,21	0,12	0,26
Densité racines fines	0,11	0,07	0,02	NA	0,38
n1	0,72	0,91	0,52	0,76	0,88
n2	0,16	0,27	0,25	0,29	0,97
θ_s	0,01	0,17	0,23	0,02	0,48
θ_{CAC}	0,35	0,44	0,22	0,71	0,34
θ_{PFP}	0,29	0,34	0,20	0,19	0,92
CDA	0,05	0,22	0,21	0,30	0,99
REU	0,06	0,87	0,89	0,74	0,18
PFP- θ_r	0,59	0,34	0,45	0,20	0,93
$\theta(pF0)-\theta(pF1)$	0,90	0,35	0,38	0,51	0,49
$\theta(pF1)-\theta(pF2)$	0,05	0,01	0,17	0,51	0,99
$\theta(pF2)-\theta(pF3)$	0,10	0,36	0,61	0,06	0,29
$\theta(pF3)-\theta(pF4)$	0,04	0,87	0,82	0,80	0,19
Ks	0,79	0,49	0,26	0,49	0,69
Ks-K(pF0)	0,94	0,22	0,41	0,65	0,41
K(pF0)-K(pF1)	0,60	0,49	0,58	0,42	0,74
K(pF1)-K(pF2)	0,21	0,02	0,17	0,63	0,52
K(pF2)-K(pF3)	0,90	0,13	0,34	0,24	0,10
K(pF3)-K(pF4)	0,27	0,47	0,32	0,15	0,04

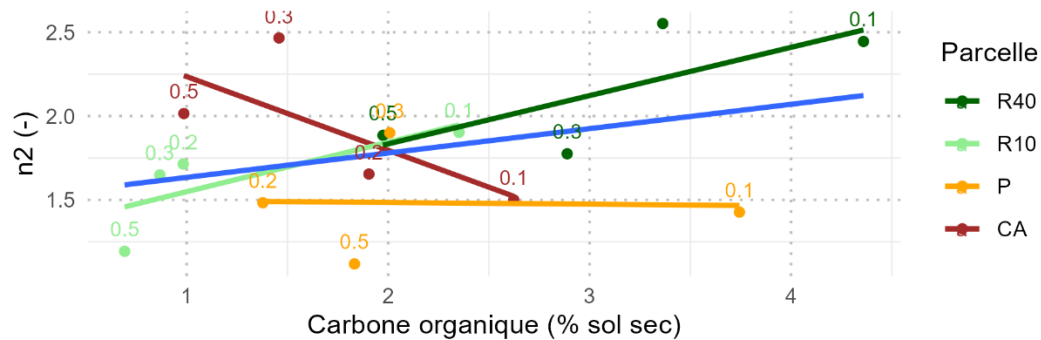
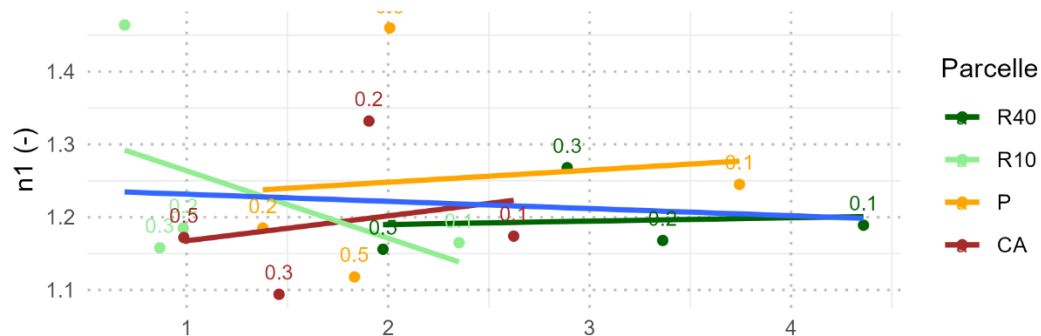
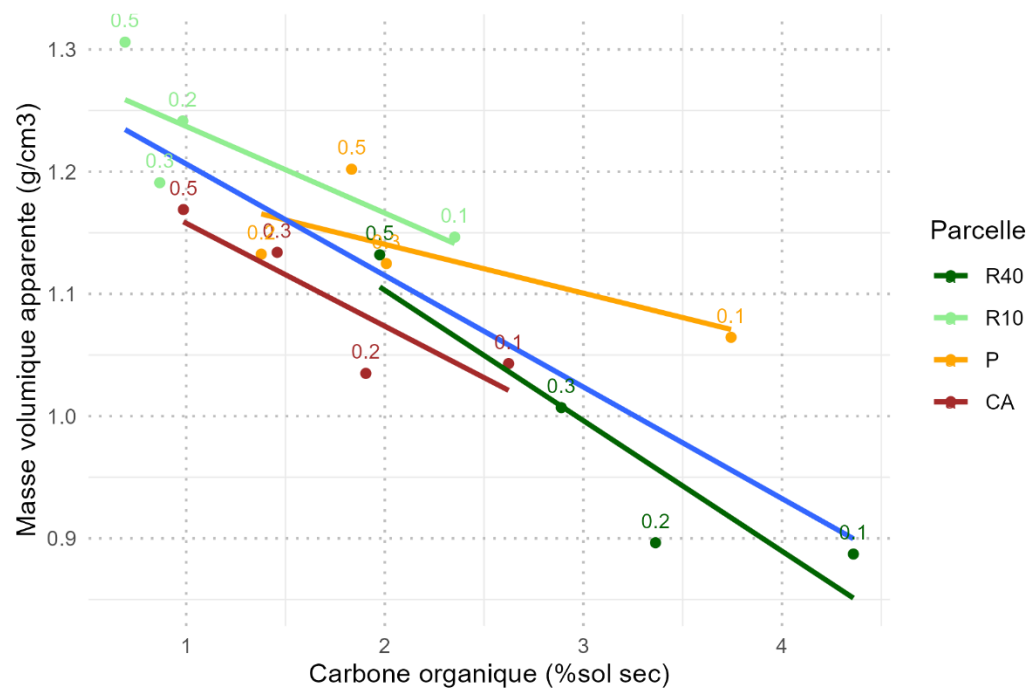
Annexe 10 : Représentations graphiques des régressions linéaires entre le COS et les indicateurs de structure, selon la tendance générale (bleu), les profondeurs et les parcelles.

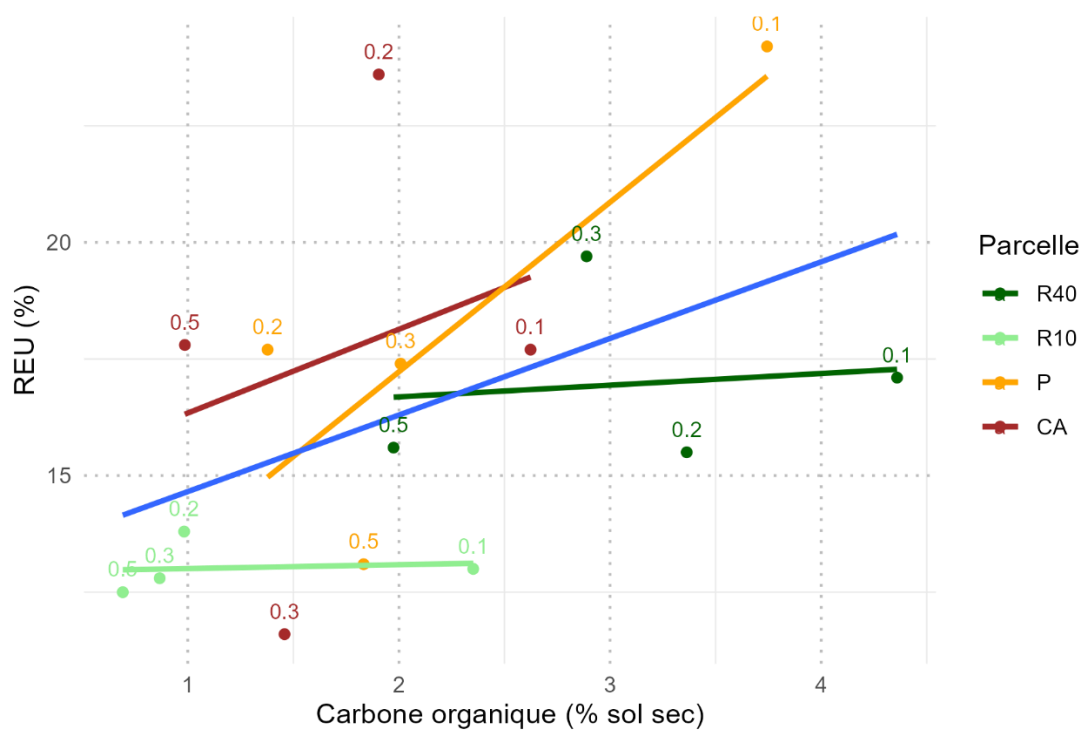
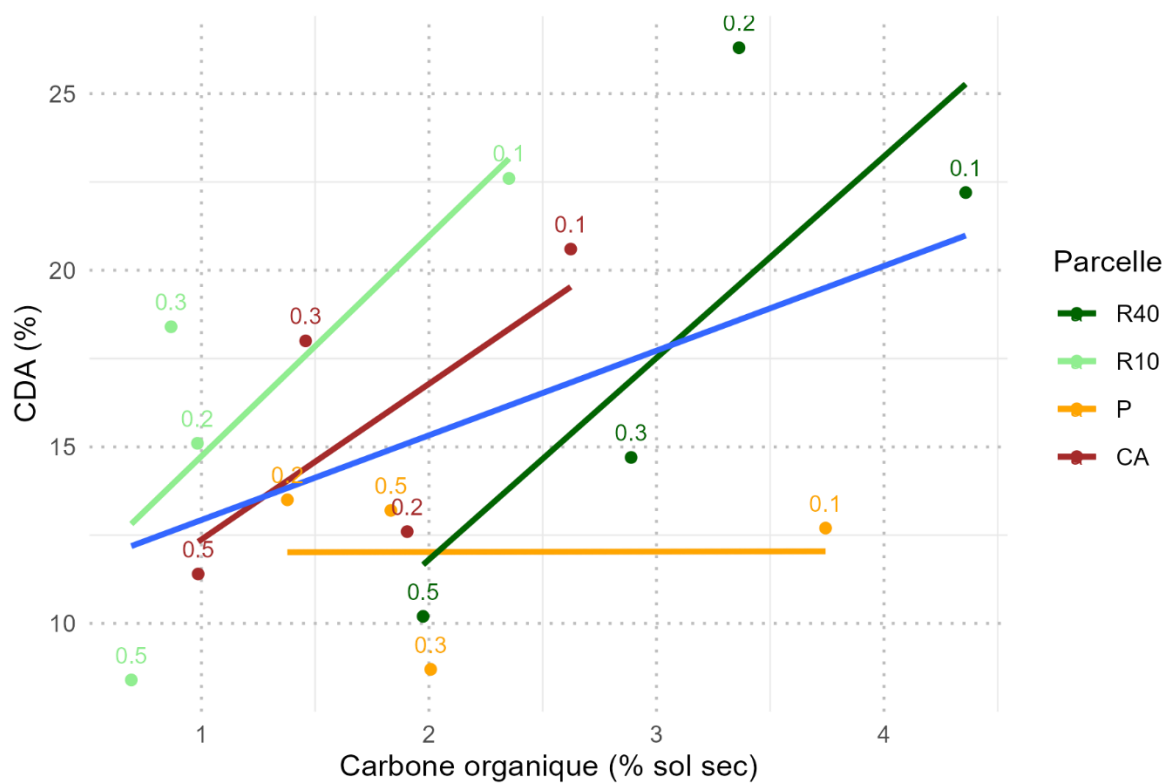


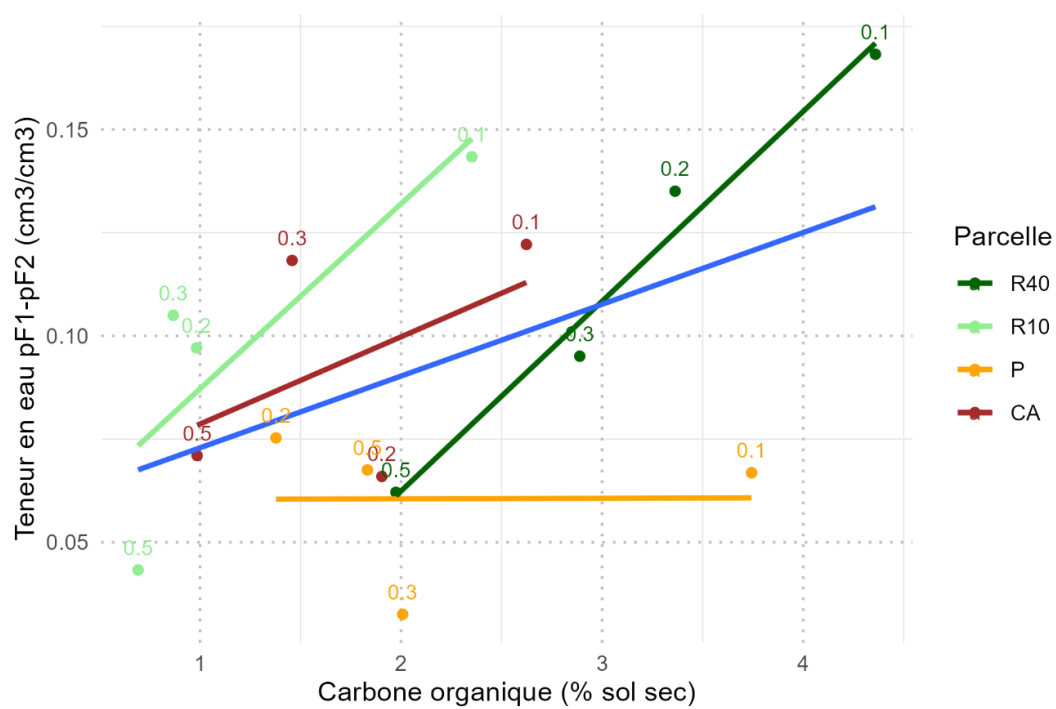
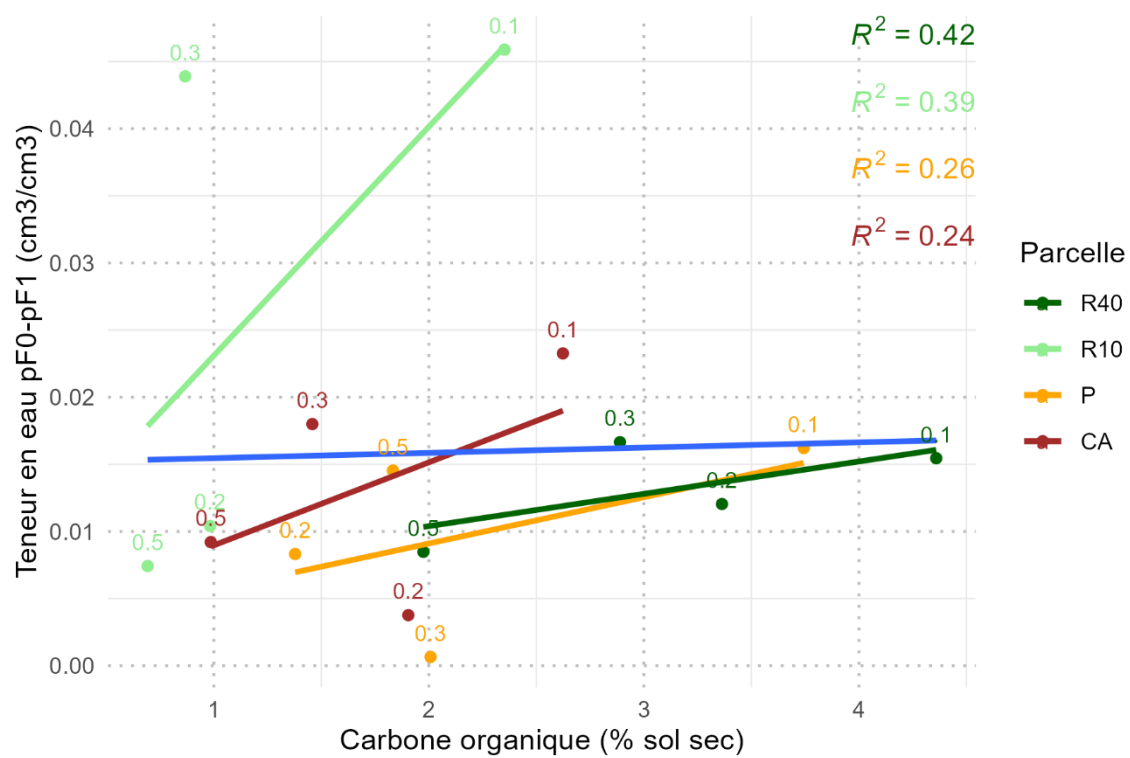


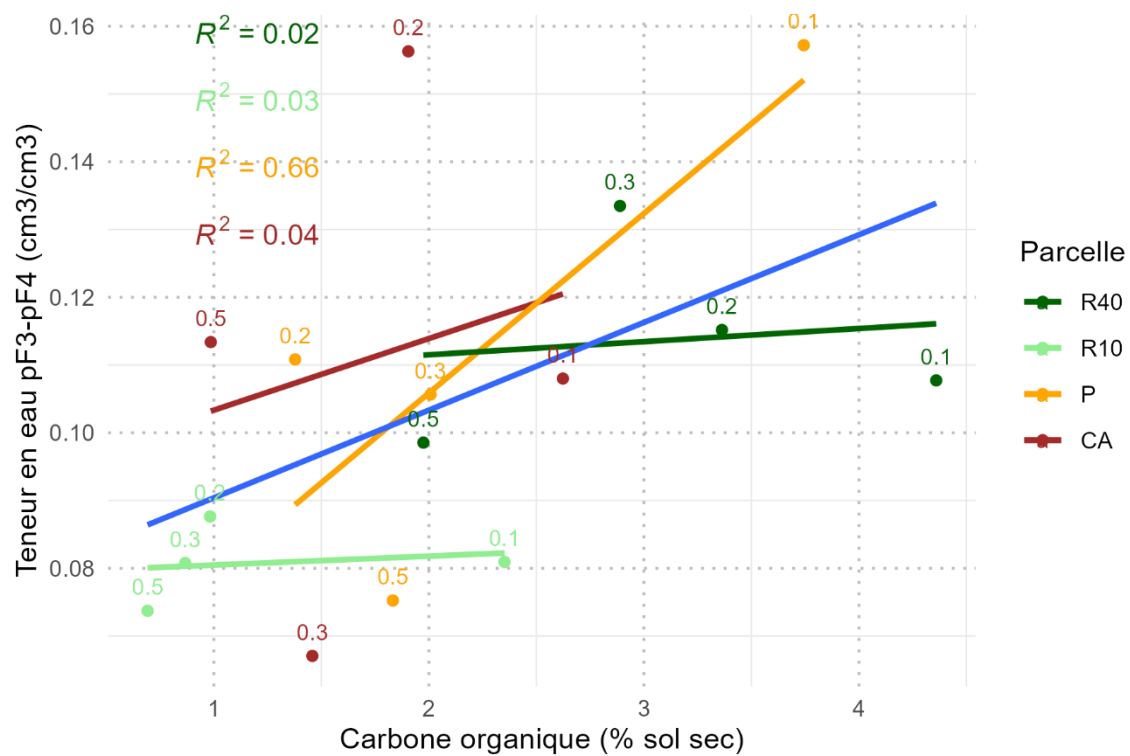
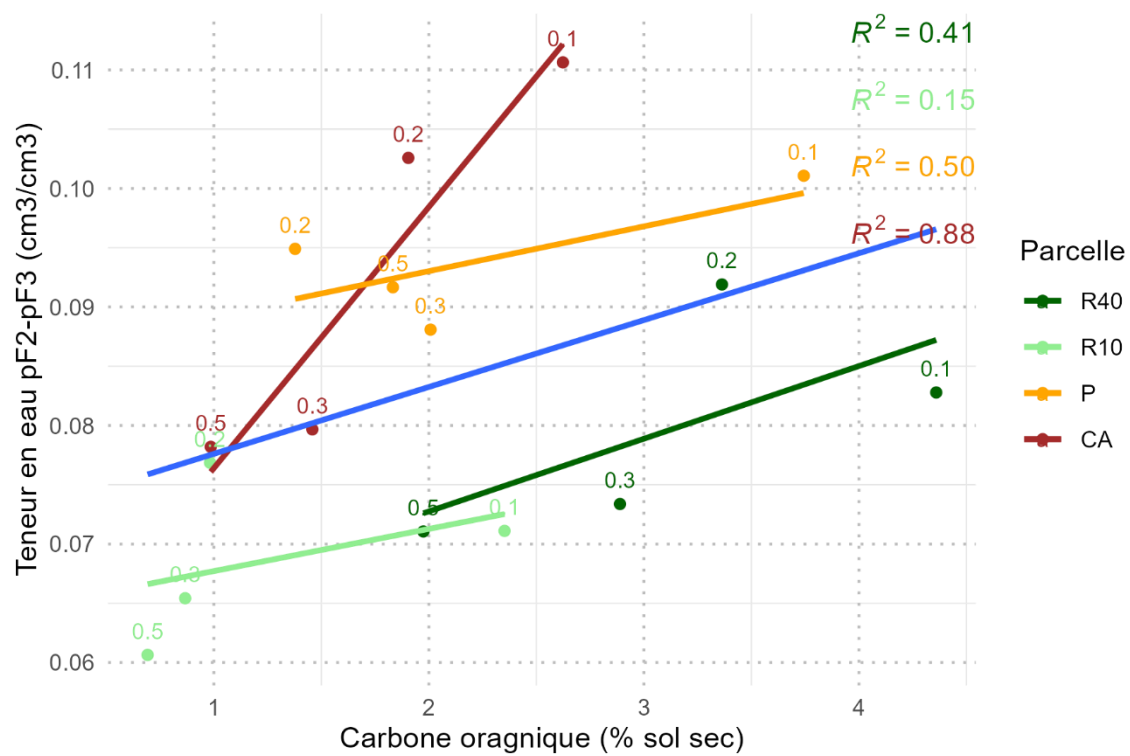
Relation entre le COS et la porosité totale

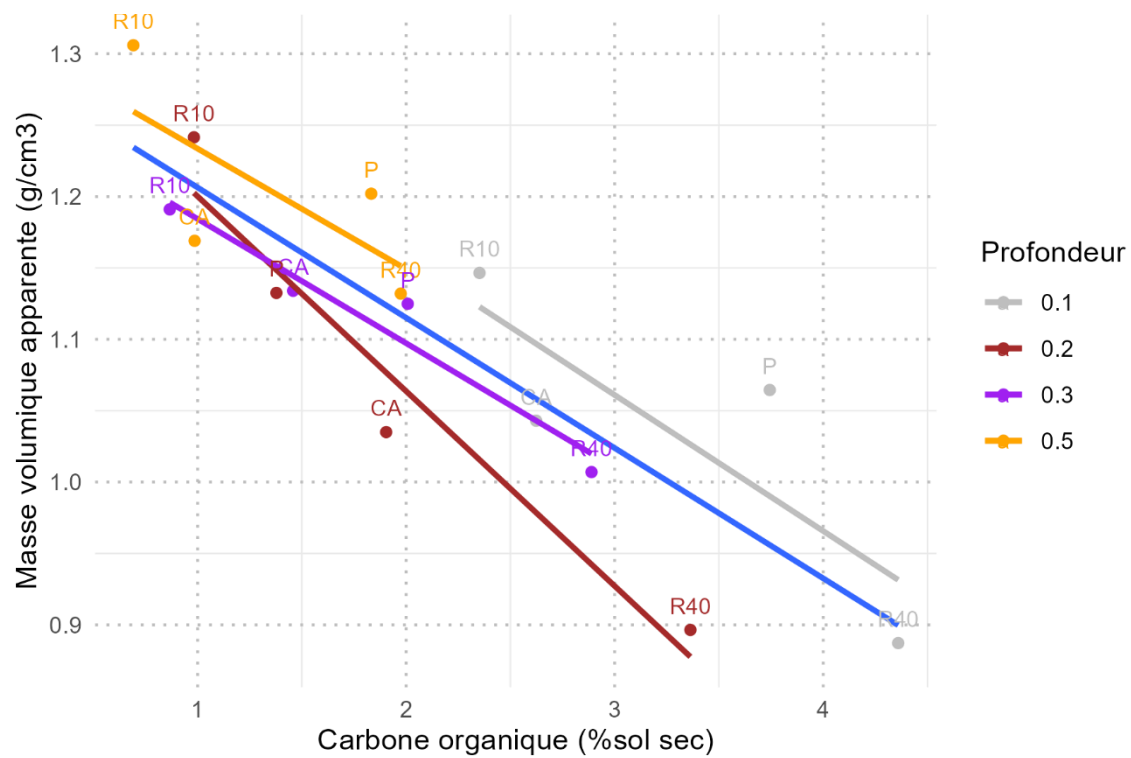
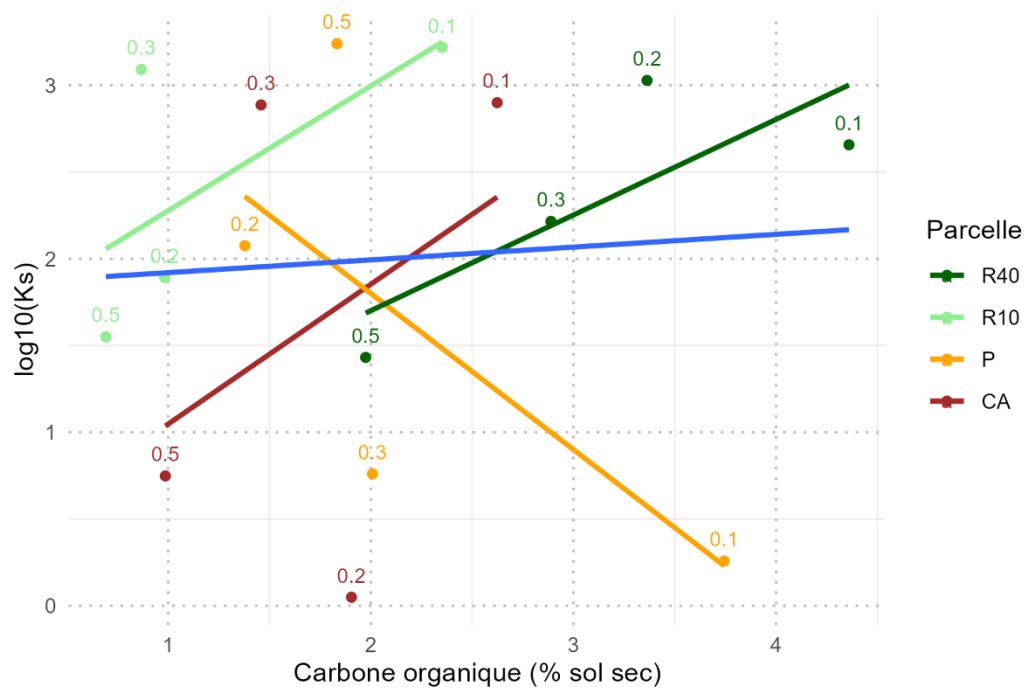


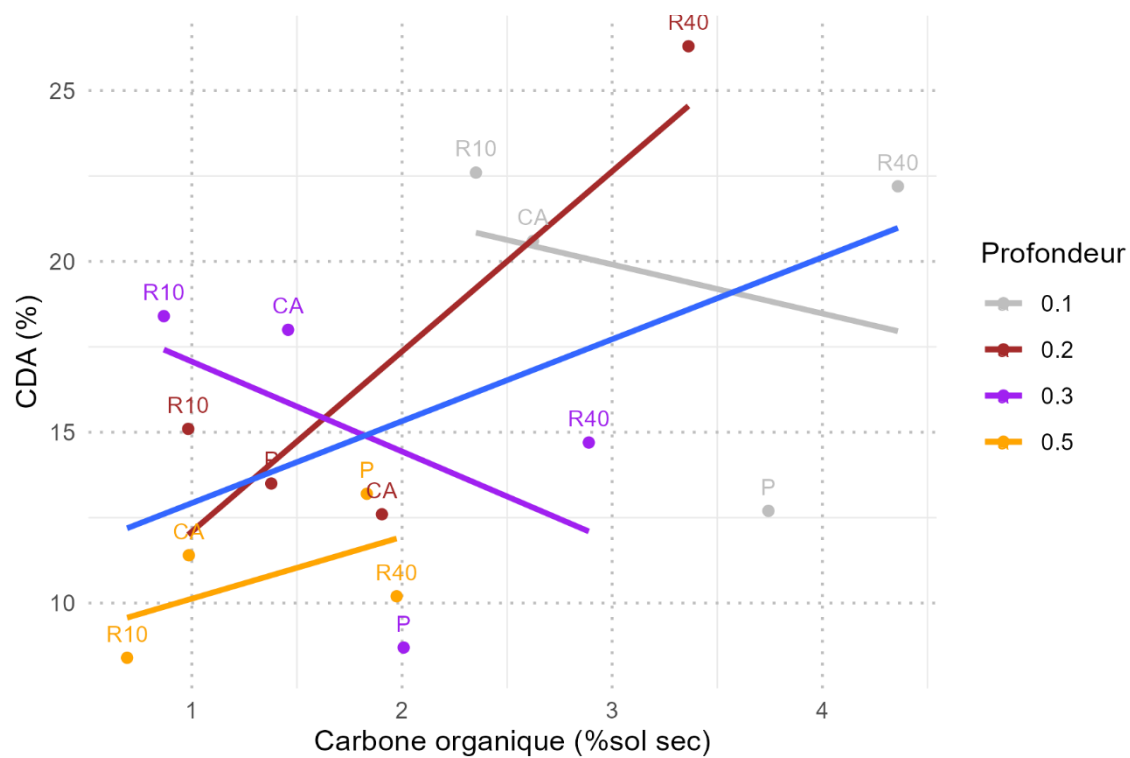
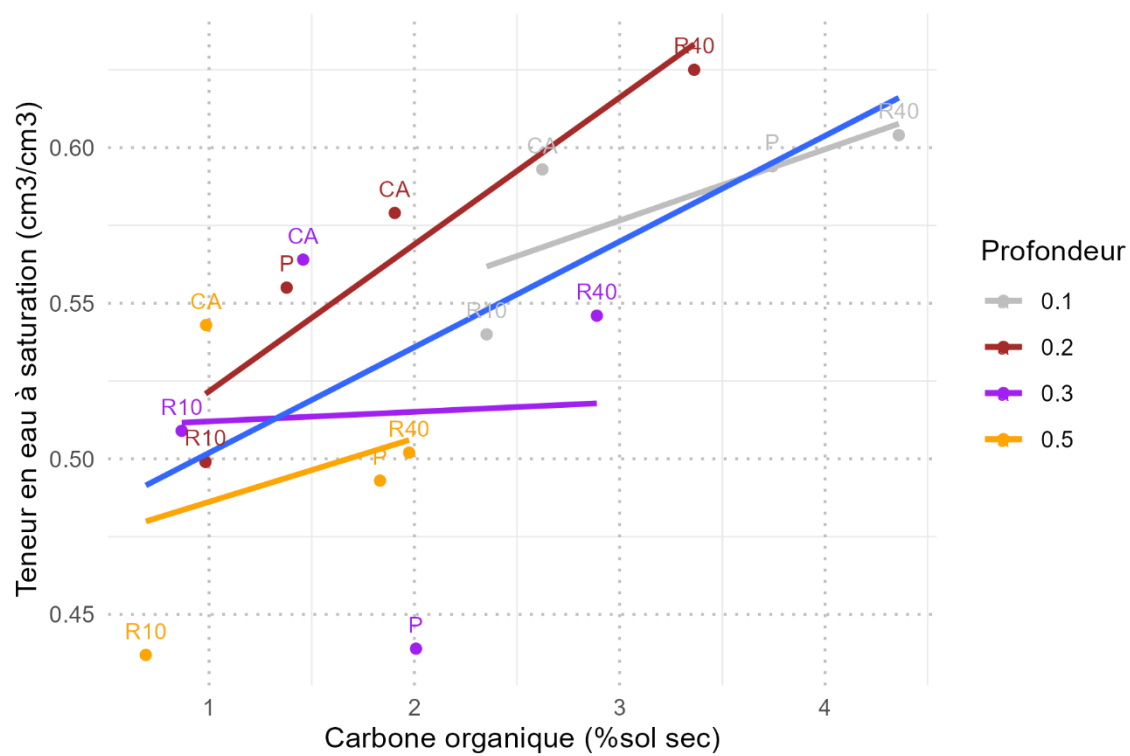












Comment le changement de couverture végétale, après une déforestation en Forêt Atlantique brésilienne, affecte-t-il les liens entre le carbone, la structure et les propriétés hydrauliques du sol ?

Les réponses suivantes ont été apportées à la question de recherche grâce à une étude de cas, réalisée en collaboration avec l'INPE, sur la station écohydrologique de São Francisco Xavier, composée d'une zone reforestée depuis 40 ans (R40), une zone reforestée depuis 10 ans (R10), une prairie (P) et une zone à l'abandon (CA).

Le gradient des teneurs en carbone organique du sol (COS) observé est le suivant : $R10 < CA < P < R40$. Il s'avère qu'il n'y a pas uniquement le couvert forestier qui influence le contenu en carbone des sols, la texture, notamment le contenu en argile, influence également les teneurs en carbone des sols.

La teneur en COS exerce une influence sur la structure du sol et sur les propriétés hydrauliques du sol. Elle influence significativement la masse volumique apparente ($r = -0,86$), la porosité totale ($r = 0,86$), la teneur en eau à saturation ($r = 0,66$), la capacité de l'air ($r = 0,49$) et la rétention en eau. Cependant, cette influence est liée au type de couverture végétale. En effet, l'absence de corrélation significative en surface (10 cm) indique une hétérogénéité des valeurs mesurées dans les quatre parcelles. Les différentes couvertures végétales impactent notamment les propriétés hydrauliques et l'humidité du sol, à la fois directement par l'absorption de l'eau par les racines et indirectement en modifiant la structure du sol, ce qui « masque » les relations entre le COS et la structure. En revanche, au vu des corrélations significatives entre COS, la masse volumique apparente et la porosité totale pour les profondeurs de 20 cm et 30 cm, il a été supposé que l'impact de la couverture végétale sur la structure se fait principalement via le COS dans ces profondeurs-là. Le peu de corrélations observées lorsque l'on compare le COS et les indicateurs de structure par parcelle, pourrait être expliqué par ce fonctionnement différent des profondeurs.

Charlotte Dermauw