



BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

ÉVALUATION DU CARBONE ET DE L'AZOTE STOCKÉS PAR TROIS
LÉGUMINEUSES (*ACACIA MANGIUM*, *LEUCAENA LEUCOCEPHALA* ET
PROSOPIS JULIFLORA) DANS LES SOLS DÉGRADÉS D'HAÏTI 18 MOIS
APRÈS LEUR PLANTATION.

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE SUR MESURE EN SOLS TROPICAUX

PAR
JULCIN JEAN-PIERRE

AVRIL 2023

DÉDICACES

Ce mémoire est dédié à :

Mon père Mario Jean-Pierre,

Mon épouse Sherline Manigat,

Mes frères et sœurs, mes neveux et nièces, mes cousins et cousines.

REMERCIEMENTS

Mes sincères remerciements à Professeur Vincent Poirier, directeur de recherche, à qui s'adresse l'expression de ma plus sincère gratitude. Vos conseils, votre ténacité, votre disponibilité et votre rigueur scientifique m'ont permis de concrétiser ce rêve. Je suis très fier de vous avoir eu comme professeur et conseiller scientifique.

Mes profonds remerciements au Centre d'Étude et de Coopération Internationale (CECI), Viridis Terra et l'organisme Mitacs (projet IT16834) qui ont financé ces travaux de recherche.

Remerciements particuliers à Agronome Frény Alcinat et toute l'équipe de terrain du CECI au Cap-Haïtien.

Toutes mes reconnaissances à l'équipe du laboratoire du Centre de l'UQAT du Témiscamingue.

Une mention spéciale à Toky Jeriniaina Rabearison pour ses conseils lors des traitements statistiques des données.

À tous ceux qui ont contribué à la réalisation de ce mémoire, je vous exprime mes vives reconnaissances.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACES	II
REMERCIEMENTS	III
LISTE DES FIGURES.....	VI
AVANT-PROPOS	IX
CHAPITRE I. INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1. Contexte de l'étude	1
1.2. Revue bibliographique	4
1.2.1. Carbone et changement climatique	4
1.2.2. Stockage du carbone en forêt tropicale	5
1.2.3. Reforestation et lutte aux changements climatiques	7
1.2.4. Choix des espèces et reforestation	10
1.2.5. Présentation d'Haïti et du contexte d'étude	13
1.3. Objectifs et hypothèses	15
1.3.1. Objectifs	15
1.3.2. Hypothèses	16
CHAPITRE II. PLANTER DES ARBRES FIXATEURS D'AZOTE ACCROIT LE STOCKAGE DU CARBONE ET LA FERTILITÉ DES SOLS TROPICAUX DÉGRADÉS	17
RÉSUMÉ	18
2.1. Introduction	19

2.2. Matériel et méthodes	21
2.2.1. Localisation de l'étude et choix des sites	21
2.2.2. Dispositif expérimental	22
2.2.3. Mesures dendrométriques et estimation du C stocké dans la biomasse	23
2.2.4. Échantillonnage et analyses des sols	25
2.2.5. Analyses statistiques	28
3. RÉSULTATS	29
3.1. Stocks de carbone dans la biomasse des arbres	29
3.2. Concentrations et stocks de carbone et d'azote du sol	29
3.3. Carbone stocké dans le système sol + plante	30
4. DISCUSSION	31
4.1. Le carbone stocké dans la biomasse	31
4.2. Les concentrations et les stocks de C et d'N dans le sol	34
4.3. Stocks de C dans le système sol-plante	37
5. CONCLUSION	40
CHAPITRE III- CONCLUSION GÉNÉRALE	51
3.1. Vérification des hypothèses	51
3.2. Limite de l'étude et orientations de recherches	52
REFERENCES	53

LISTE DES FIGURES

- Figure 1: Stocks de C dans la biomasse des trois espèces (*A. mangium* = 177 échantillons, *L. leucocephala* = 41 échantillons et *P. juliflora* = 10 échantillons) à l'étude 18 mois après la plantation des forêts énergétiques en Haïti. 47
- Figure 2: Stocks de carbone (C) (a) et d'azote (N) (b) dans le sol entre 0 et 20 cm de profondeur en fonction de la teneur en argile (faible = 101 échantillons; moyenne = 91 échantillons; riche = 36 échantillons) des sols trouvés sur les sites en 2021, soit 18 mois après la plantation des forêts énergétiques en Haïti..... 48
- Figure 3: Stocks de carbone (C) (a) et d'azote (N) (b) dans le sol (entre 0 et- 20 cm) de profondeur sous les trois espèces (*A. mangium* = 177 échantillons; *L. leucocephala* = 41 échantillons; *P. juliflora* = 10 échantillons) en 2021, soit 18 mois après la plantation des forêts énergétiques en Haïti. 49
- Figure 4: Changement absolu de C dans le système sol + plante en fonction des espèces (*A. mangium* = 177 échantillons; *L. leucocephala* = 41 échantillons; *P. juliflora* = 10 échantillons) (a) et de la teneur en argile (faible = 101 échantillons; moyenne = 91 échantillons; riche = 36 échantillons) des sols (b) 18 mois après la plantation des forêts énergétiques en Haïti. 50

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Localisation et caractéristiques des terrains et des sols avant la plantation des forêts énergétiques en 2018	42
Tableau 2: Proportion (%) des espèces retrouvées dans les forêts énergétiques (FE) et nombre d'arbres échantillonnés par espèce (N) en 2021 dans les 20 forêts étudiées.....	43
Tableau 3: Moyennes (et erreur-types) des stocks de carbone dans la biomasse aérienne et racinaire des arbres 18 mois après leur plantation selon la teneur en argile du sol en Haïti.	44
Tableau 4: Moyennes (et erreurs-types) des concentrations en carbone (C) et azote (N) et rapports C/N des sols dont la teneur en argile diffère 18 mois après la plantation de forêts énergétiques en Haïti.....	45
Tableau 5: Moyennes (et erreur-types) des concentrations de carbone, d'azote et le rapport C/N des sols d'Haïti sous influence des espèces légumineuses, 18 mois après leurs plantations sur des sols dégradés.	46

RÉSUMÉ

En Haïti, le potentiel des espèces d'arbres fixatrices d'azote (N) à croissance rapide, en particulier l'Acacia (*Acacia mangium*), le Leucena (*Leucaena leucocephala*) et le Prosopis (*Prosopis juliflora*) à stocker du carbone et enrichir en N les sols dégradés à court terme est encore peu connu. L'objectif de cette étude était d'évaluer dans quelles mesures ces espèces d'arbres plantées sur les sols tropicaux dégradés d'Haïti croissent rapidement et permettent, à court terme, de restaurer la fertilité des sols et stocker du carbone (C) dans le sol et la biomasse. De ce fait, les mesures ont été portées sur les stocks de C et d'N du sol à 20 cm de profondeur et les estimations sur les stocks de C de la biomasse des arbres en se servant des équations allométriques 18 mois après leur plantation. Les sols sous Leucena ont stocké significativement ($P = 0.0001$) plus de C et d'N. Cependant, la quantité de C stocké dans la biomasse de l'Acacia était significativement ($P = 0.0001$) plus importante que les deux autres espèces. Le C dans la biomasse, ainsi que les stocks de C et d'N du sol et le changement absolu de C dans le sol et dans le système sol + plante variaient en fonction de la teneur en argile du sol. Ils ont été significativement plus élevés dans les sols riches en argile ($\geq 25\%$), excepté la biomasse pour laquelle la différence n'était pas significative. La plantation des espèces légumineuses à croissance rapide et fixatrices d'N contribuerait à court terme à accroître les stocks de C et d'N des sols tropicaux dégradés, particulièrement en Haïti.

AVANT-PROPOS

Le professeur Vincent Poirier a dirigé ce mémoire. De concert avec lui, j'ai joué le rôle de planificateur dans les travaux de collecte des échantillons, leur préparation au laboratoire de sol du Campus Henry Christophe de l'Université d'État d'Haïti à Limonade avant de les envoyer au laboratoire du Centre de l'UQAT du Témiscamingue. J'ai donc coordonné et participé aux collectes des données sur le terrain ainsi qu'aux travaux de laboratoire.

Ce mémoire comporte trois chapitres. Le premier et dernier décrivent respectivement l'introduction et la conclusion générale. Le deuxième chapitre concerne un manuscrit qui sera traduit en anglais pour soumettre à des fins de publication dans une revue scientifique avec comité de révision par les pairs dont je serai premier auteur. Dans ce manuscrit, j'ai effectué la revue de la littérature, identifié les objectifs de recherche et formulé les hypothèses. Comme auteur principal, j'ai effectué le traitement statistique des données, réalisé les figures et tableaux menant à leur présentation et la rédaction du texte. Vincent Poirier en est co-auteur et a largement contribué à sa réalisation en procédant à sa révision et correction, à la validation des résultats des analyses statistiques et en prodiguant des conseils et orientations.

CHAPITRE I. INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1. Contexte de l'étude

Le réchauffement climatique actuel est causé principalement par l'accroissement des concentrations des gaz à effet de serre dans l'atmosphère issus des activités humaines, particulièrement le dioxyde de carbone (CO₂). Cette situation entraîne des catastrophes qui bouleversent les écosystèmes, les échelles de température terrestre, le niveau des océans et les éléments de l'environnement humain (Étienne, 2014). Face à une telle menace, la Convention Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC) a mis en place des outils destinés à réduire les concentrations de gaz à effet de serre (GES) atmosphériques, particulièrement la réduction des énergies fossiles et à susciter des investissements dans des activités de développement propre à travers le Mécanisme pour un Développement Propre (Tsayem, 2009; Étienne, 2014). Ce dernier provient des négociations relatives de la CCNUCC et du protocole de Kyoto et prône la mise en place des pratiques et des politiques pour favoriser l'accumulation du carbone (C) dans des puits de C via notamment des projets de boisement ou de reboisement (Robert et Saugier, 2003). Un puits de C est un réservoir qui, au sein du cycle global du C, permet d'en accumuler des quantités importantes (Locatelli et Loisel, 2002).

Les forêts font partie des principaux puits de C de la planète. Par la photosynthèse, elles contribuent à diminuer la concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère en absorbant le CO₂ (Jacques et Saugier, 2008). Ainsi, les forêts jouent un rôle très important dans la lutte contre les changements climatiques et le manque de connaissances concernant leur capacité à absorber le C est devenu un enjeu de plus en

plus important (Marrien et Mallet, 2004). Face à cette situation, il est important de connaître les facteurs qui gouvernent le potentiel de stockage de C des forêts. Ainsi, il y a de grands intérêts pour des projets qui stockent du C dans les forêts de planète (Valentini, 2007). Or, le C stocké dans les forêts peut l'être dans la biomasse aérienne et racinaire des arbres ainsi que dans le sol. Dans le cas d'Haïti, nos recherches dans la littérature scientifique nous ont permis de constater l'absence de données sur le stockage du C dans les écosystèmes forestiers haïtiens. De plus, les terres du pays sont presque totalement dégradées et constituées de moins de 2% de couverture forestière (CIAT, 2010), et les stratégies pour favoriser la régénération de la fertilité des sols haïtiens dégradés sont rarement abordées scientifiquement.

En Haïti, le charbon de bois est beaucoup utilisé par les ménages, puisqu'il n'y a pas d'électricité dans les régions rurales et l'approvisionnement en électricité dans les villes, lorsqu'il est disponible, est limité. La population haïtienne est encore dans une situation précaire qui l'incite à défricher les forêts naturelles pour produire du charbon et mettre en place des parcelles vivrières. La vente des récoltes et du charbon lui permet de répondre aux besoins de subsistance. Cependant, la production du charbon induit une pression sur la forêt naturelle et entraîne la déforestation. Ainsi, la mise en place de forêts constituées d'espèces à croissance rapide capables de produire de la biomasse et de régénérer la fertilité des sols représente une solution alternative. La biomasse ligneuse de ces espèces peut être utilisée pour produire du charbon, ce qui diminue la pression sur les forêts naturelles et améliore le bien-être de la population. De plus, lorsque ces espèces sont des légumineuses, elles ont la capacité de former des associations symbiotiques avec des bactéries pouvant fixer l'azote (N) de l'atmosphère dans le sol et ainsi l'enrichir en cet élément. Il est donc nécessaire de reboiser les terres avec des espèces à croissance rapide pour produire de la biomasse ligneuse, stocker du C et enrichir les sols en N. Par conséquent, il est fondamental d'étudier le potentiel de stockage du C et de l'N d'espèces arbres à croissance rapide

dans les sols tropicaux dégradés d'Haïti, où la dégradation des terres et du couvert végétal précarise les revenus et les conditions de vie des producteurs.

C'est dans cette perspective qu'est né le projet « KLIMA: Konbit pou Lite kont chanjman kliMAtik » qui signifie « travailler ensemble pour lutter contre les changements climatiques ». Ce projet est né du consortium créé entre le Centre d'étude et de coopération internationale (CECI) et l'entreprise Viridis Terra International. Il fut financé à la suite d'une subvention octroyée à ce consortium par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec dans le cadre du Programme de Coopération Climatique International. Le projet KLIMA vise à appuyer les efforts de lutte contre les changements climatiques dans le nord et le nord-est d'Haïti. Le premier volet du projet KLIMA cible la plantation de forêts énergétiques durables sur des terres dégradées. Ces forêts agissent contre la dégradation des terres et sont constituées d'espèces légumineuses à croissance rapide plantée à un fort niveau de densité et capables de se régénérer naturellement après la coupe des tiges.

Mon projet de maîtrise a été réalisé parallèlement avec le projet KLIMA. Nous avons profité de cette occasion et des forêts énergétiques plantées à plusieurs endroits pour concevoir un projet de recherche, que nous avons financé autrement avec l'organisme Mitacs. Ce travail de maîtrise vise aussi à combler l'absence de données sur le stockage du C par certaines espèces d'arbres à croissance rapide en Haïti, ainsi que sur leur rôle dans la régénération de la fertilité des sols dégradés.

1.2. Revue bibliographique

1.2.1. Carbone et changement climatique

Le CO₂ est un gaz à effet de serre qui régule les changements climatiques et dont l'augmentation de la concentration atmosphérique est occasionnée par certains facteurs tels que l'utilisation des énergies fossiles et la déforestation. Environ 70% des émissions globales des gaz à effet de serre sont causées par l'utilisation de combustibles fossiles et la déforestation (GIEC, 2022). Aujourd'hui, la concentration en CO₂ atmosphérique atteint 416 ppm (NOAA, 2022) et continue de s'accroître à un taux qui pourrait conduire à un réchauffement global jamais vu jusqu'ici. Cela induit des conséquences graves sur l'agriculture, la pêche, la foresterie et même le développement humain (Brown et Crawford, 2009; Friedlingstein et al., 2022; GIEC, 2022). Depuis plusieurs années déjà, des millions de gens sont confrontés à des problèmes de pénurie d'eau, d'exposition à des maladies, de perte de leurs foyers, de leurs biens et modes de subsistances et aux migrations forcées (Boka et al., 2002). Face à ce défi, plusieurs groupes de réflexions se sont formés dans les dernières décennies. C'est ainsi qu'en 1992, la Convention Cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) est née afin de « stabiliser les concentrations de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère à un niveau qui empêche toute perturbation anthropique dangereuse du système climatique » (GIEC, 2007).

Dans le but de réduire significativement la concentration des GES dans l'atmosphère, le protocole de Kyoto a adopté trois mécanismes, appuyés par trois options principales dont accroître le stockage du C dans les écosystèmes terrestres (CCNUCC, 2005). Les écosystèmes terrestres et les océans sont considérés comme deux principaux puits de C, ces derniers étant des réservoirs qui absorbent et stockent plus de C qu'ils n'en émettent (Locatelli et Loisel, 2002; Étienne, 2014). Les sols et forêts font partie de ces écosystèmes et par conséquent comptent parmi les principaux puits de C de la planète (Jacques et Saugier, 2008). En effet, par la photosynthèse, les

forêts utilisent l'énergie du soleil pour absorber le CO₂ et produire de la matière organique, réduisant ainsi les émissions de GES (Étienne, 2014). Donc, la biomasse aérienne et racinaire constitue un stock de carbone. Toutefois, l'évaluation du stockage du C dans le sol et la biomasse des systèmes forestiers demeure encore peu connue en Haïti.

L'évaluation du stockage du C dans le sol et la biomasse végétale d'un écosystème forestier est un sujet complexe qui nécessite une bonne connaissance des puits et des flux de carbone. C'est ainsi que, depuis quelques décennies, le nombre de travaux de recherches augmente continuellement sur la façon de stocker le carbone dans le système sol-plante par la reforestation, et ce dans le but de réduire les émissions de GES et de s'adapter aux changements climatiques (Locatelli, 2010). Toutefois, la littérature scientifique montre un manque de connaissances sur le stockage du C à court terme dans le système sol-plante, notamment à la suite de la plantation d'arbres à croissance rapide et plus particulièrement en Haïti.

1.2.2. Stockage du carbone en forêt tropicale

Les forêts tropicales sont parmi les écosystèmes terrestres les plus diversifiés (Lewis et al., 2004; Poorter et al., 2004). Elles font partie des principaux puits de C de la planète (Pan et al., 2011). Elles absorbent le dioxyde de carbone (CO₂) et diminuent la concentration des GES dans l'atmosphère (Legay et al., 2020). Les végétaux vivants prélèvent le CO₂ dans l'atmosphère pour fabriquer de la matière organique par la photosynthèse dont une partie du C est remise dans l'atmosphère par la respiration des plantes (Papaud et Poisson, 1985; Étienne et al., 2021). La photosynthèse joue le rôle d'entrée du C dans les forêts et les sorties sont principalement représentées par la respiration autotrophe et hétérotrophe (Jacques et Saugier, 2008; Étienne, 2014). Les forêts recyclent le C et en stockent une partie dans

la matière vivante. Toutefois, une forêt est considérée comme un réservoir de C lorsque, pour une période donnée, elle absorbe plus de CO₂ qu'elle n'en libère (Locatelli et Loisel, 2002; Étienne, 2014). Les processus qui affectent les flux de C dans les forêts tropicales à savoir la photosynthèse, la respiration autotrophe et la respiration hétérotrophe connaissent des variations en fonction du stade de développement des forêts (Jacques et Saugier, 2008; Étienne, 2014). Les forêts tropicales produisent une grande quantité de biomasses végétales aérienne et racinaire et ont, par conséquent, une forte capacité à stocker le C (Chave et al., 2001; Chave et al., 2005), réduisant ainsi la concentration en CO₂ atmosphérique qui est le principal GES. La texture du sol, les espèces d'arbres, le climat et le mode de gestion des terres sont tous des facteurs qui influencent la quantité de C stocké dans la biomasse et dans le sol des forêts tropicales (Serpantié et Ouattara, 2001; Marone et al., 2017). Toutefois, la texture du sol et les espèces d'arbres sont deux facteurs exerçant une influence majeure sur les stocks de C du sol et de la biomasse des forêts tropicales (Blanco-Canqui et Lal, 2004; Marone et al., 2017).

Le stockage du C dans le sol consiste à augmenter le taux de C organique du sol, sa répartition dans les horizons profonds et en accroître les formes stables par son incorporation dans des microagrégats afin de le protéger contre la décomposition par les microorganismes (Lal et al., 2015). La décomposition des matières organiques est réduite lorsqu'elles sont occluses dans les microagrégats, mais aussi lorsqu'elles sont adsorbées sur les colloïdes du sol (argiles et oxyhydroxides de fer et aluminium) (Kramer et Chadwick, 2018; Poeplau et al., 2018; Cotrufo et Lavelle, 2022). Ainsi, l'agrégation et la teneur en argile du sol influencent fortement le stockage et la stabilité du C du sol. Il existe une corrélation positive entre le C et les agrégats, ainsi que la teneur en argile et limon du sol (Olchin et al., 2008; Razafimbelo et al., 2010). En effet, les agrégats protègent le C contre la dégradation induite par les microorganismes (Balesdent et al., 2000; Shrestha et al., 2007; Marone et al., 2017). Or, bien que ces éléments aient été passablement étudiés dans les forêts tropicales

ailleurs dans le monde, il n'existe que très peu d'études sur le sujet en Haïti. Il semble qu'aucune étude n'ait évalué les mécanismes responsables de la stabilisation du C dans les sols haïtiens.

Les débris végétaux comme les feuilles, les branches et les troncs qui tombent sur le sol, ainsi que ceux qui se décomposent dans le sol tels que les racines et les exsudats racinaires, constituent une source primaire de matière organique. Par le processus de rhizodéposition, les racines vivantes libèrent des composés organiques dans le sol qui contribuent à l'enrichir en matière organique (Ammiche et Ait Taleb, 2016). Ainsi, la végétation influence le stock de C dans le sol par la production de racines, de feuilles et de litières et, la vitesse de décomposition des composés organiques est différente en fonction des espèces (Ammiche et Ait Taleb, 2016). Une vitesse de décomposition élevée liée à une qualité de la litière élevée (c.-à-d., riche en N, pauvre en lignine et à rapport C/N faible), ne veut pas nécessairement dire une faible capacité à stocker du C, au contraire. Ce type de litière entraîne la formation de beaucoup de résidus d'origine microbienne et qui sont préférentiellement stabilisés dans le sol (Cotrufo et al., 2013).

1.2.3. Reforestation et lutte aux changements climatiques

Compte tenu du rôle des forêts tropicales dans le stockage du C, il est d'une grande importance de préserver les forêts actuelles et de procéder à la reforestation des terres déboisées et dégradées. La reforestation est considérée comme une action prometteuse capable d'atténuer les changements climatiques (Nair et al., 2009). En effet, les arbres plantés sur les terres déboisées agissent comme puits de C et peuvent réduire les émissions de GES. Ils fixent le CO₂ atmosphérique dans leur biomasse et le C qu'elle contient peut se retrouver éventuellement stocké dans le sol. Ceci induit un changement positif dans le flux de C, lequel s'accumule davantage dans le sol que

la quantité perdue par ce dernier. Par conséquent, les concentrations et les stocks de C organique du sol peuvent être améliorés grâce à un apport accru de biomasse et une légère perturbation du sol pendant la régénération des forêts (Post et Kwon, 2000; Lin et al., 2021). Dans leurs travaux sur la reforestation, Lin et al. (2021) ont démontré des augmentations globales des concentrations et des stocks de C organique du sol après la reforestation. Uniquement dans le sol, ces auteurs ont observé des gains de plus de $1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans l'horizon 0-20 cm. Ainsi, la reforestation des terres dégradées pourrait contribuer à accroître le stockage du C dans les sols haïtiens, mais cela n'a jamais encore été démontré.

Bon nombre de sols tropicaux sont pauvres en éléments nutritifs et reposent sur le recyclage des éléments nutritifs provenant de la matière organique du sol pour maintenir leur fertilité (Tiessen et al., 1994). La fertilité du sol est cette qualité qui lui permet de fournir les éléments nutritifs essentiels en quantité et proportion adéquates pour supporter la croissance des plantes (Brady et Weil, 2004). Or, les systèmes forestiers mis en place lors des activités de reforestation sont capables d'augmenter la quantité de matière organique dans le sol à travers des dépôts de litière, améliorant ainsi la qualité et la fertilité du sol. L'augmentation de la quantité de C et d'N du sol permet d'améliorer l'agrégation des particules de sol, l'activité des microorganismes, la biodiversité, ainsi que le recyclage des éléments nutritifs (Six et al., 1998; Dumanski, 2004). Ainsi, l'augmentation des quantités de C et d'N stockés dans le sol est intimement liée à la restauration de leur fertilité.

Pour restaurer la fertilité du sol, il faut entre autres augmenter sa concentration en N, qui est un élément limitant pour la croissance de la végétation. L'N est important puisqu'il favorise aussi l'absorption optimale des autres éléments nutritifs du sol (N'Dayegamiye et al., 2007). Les cycles de l'N et du C sont intimement liés; la disponibilité de l'N dans le sol influence entre autres la production de biomasse et affecte du même coup l'accumulation du C dans le sol (Knicker, 2011). Tout comme

c'est le cas pour le C, la quantité d'N stocké dans le sol peut être influencée par plusieurs facteurs tels que l'espèce végétale et la teneur en argile du sol. Ainsi, plus le sol contient de particules d'argile et de limon, plus il est capable de stocker de l'N (Hassink, 1997). Les composés organiques facilement décomposables contribuent à accroître à la fois les quantités de C et d'N stabilisées dans le sol (Cotrufo et al., 2013; Bingham et Cotrufo, 2016). Il est donc important d'étudier à la fois le C et l'N du sol pour mieux comprendre comment restaurer la fertilité des sols dégradés et y stocker du C, particulièrement dans le contexte d'Haïti.

La plantation de légumineuses fixatrices du diazote (N_2) atmosphérique permet d'augmenter la quantité d'N du sol grâce à la présence de nodules racinaires chez ses espèces (Véricel et al., 2018). Ce processus biologique implique l'action de bactéries symbiotiques logées dans les nodules qui fixent le N_2 et le transforment en ammoniac (NH_3) et ammonium (NH_4). L'N est ensuite disponible dans le sol et peut être recyclé par les plantes fixatrices elles-mêmes ainsi que celles présentes aux alentours. L'effet des légumineuses sur la quantité d'N du sol diminue toutefois avec l'augmentation de la profondeur dans le sol, mais il augmente avec l'âge de la plante (Cuong et al., 2022). En effet, Cuong et al. (2022) ont trouvé des stocks totaux d'N dans la couche 0–50 cm équivalents à 6.13 Mg N ha⁻¹ et 9.71 Mg N ha⁻¹ dans des plantations d'*Acacia mangium*, un arbre fixateur d'N₂, respectivement âgées de 4 et 11 ans. L'utilisation de cette espèce pour reboiser les terres dégradées en Haïti pourrait donc s'avérer prometteuse pour restaurer la fertilité des sols et stocker du C et de l'N.

Parmi les stratégies de reforestation possibles, la plantation de forêts énergétiques durables constituée d'espèces légumineuses à croissance rapide et fixatrices d'N apparaît comme une alternative prometteuse pour restaurer la fertilité des sols. Ces forêts sont plantées à très forte densité (c.-à-d., 20 000 arbres ha⁻¹) avec des espèces qui poussent rapidement dès la plantation et repoussent facilement lorsqu'elles sont coupées, de sorte qu'elles peuvent produire une quantité importante de bois servant à

produire du charbon. Elles ont aussi une grande capacité à fixer l' N_2 atmosphérique et peuvent favoriser l'accumulation de matière organique dans le sol (Harmand et al., 2018). Or, nos recherches à travers la littérature scientifique témoignent du manque d'informations sur les impacts à court terme de la plantation de forêts énergétiques constituées d'espèces d'arbres fixateurs d' N_2 à croissance rapide sur la production de biomasse des arbres ainsi que les stocks de C et d'N dans le sol. Ces informations sont toutefois nécessaires pour mieux comprendre le rôle à court terme (c.-à-d., <2 ans) des forêts énergétiques dans le stockage de C et la régénération de la fertilité des sols dégradés. La nécessité de nourrir la population d'Haïti en pleine croissance entraîne une forte pression sur les terres et constitue un enjeu environnemental majeur. Par conséquent, il y a urgence d'agir en matière de reforestation en Haïti afin de restaurer les sols dégradés.

1.2.4. Choix des espèces et reforestation

Les activités de reforestation sont fréquentes en milieu tropical. En Afrique, par exemple, elles sont souvent réalisées avec des espèces exotiques à croissance rapide et à forte production de biomasse qui appartiennent pour la plupart au genre *Eucalyptus*, *Pinus* et *Acacia* (Christie et Scholes, 1995). Pour mesurer le stock de C dans la biomasse, il faut connaître des informations telles que le volume de bois des peuplements ainsi que les facteurs qui définissent la forme des arbres (Oumar et al., 2007). L'âge des arbres influence aussi la quantité de C qu'ils sont capables de stocker. Ainsi, plus l'arbre est âgé, plus il est capable de stocker du C dans sa biomasse (Niiyama et al., 2010; Bakar et al., 2022). Une estimation juste des quantités de C stocké dans la biomasse des arbres plantés par les activités de reforestation est essentielle et en ce sens, les équations allométriques sont des outils nécessaires (Henry et al., 2011). Cependant, ces équations peuvent varier selon

l'espèce plantée et la distribution géographique (Henry et al., 2011) et une fois de plus, il y a très peu d'information sur les espèces et la reforestation en Haïti.

Généralement, des arbres de la famille des légumineuses (i.e., Fabaceae) sont utilisés dans les projets de reforestation en milieu tropical. Les espèces d'arbres de cette famille, en plus de croître rapidement, de fixer le N₂ atmosphérique et d'enrichir le sol en N, sont résistantes à la sécheresse et peuvent croître dans les sols pauvres (Benbrahim et al., 2014). Pour y arriver, ces espèces forment une double association symbiotique avec des bactéries du genre *Rhizobium* fixateur d'N et des champignons mycorhiziens (Wang et Qiu, 2006; Van Der Heijden et al., 2016). Parmi les espèces figurant dans cette famille, *Acacia mangium*, *Leucena leucocephala* et *Prosopis juliflora* ont été choisis pour reboiser les terres dégradées en Haïti dans le cadre du projet KLIMA. Ce choix a été fait car ces espèces ont déjà existé dans des zones forestières de la région ciblée par le projet KLIMA, ainsi que pour leur pouvoir calorifique élevé, leur haute densité du bois et leur capacité à repousser facilement une fois coupées (Frény Alcinat, communication personnelle). Cependant, le rôle de ces espèces dans le stockage du C dans la biomasse ainsi que du C et de l'N dans le sol dans les premières années suivant la plantation est inconnu.

1.2.4.1. *Acacia mangium*

Par leur importance économique et environnementale, les espèces du genre *Acacia* produisent du bois de chauffage et de construction, des graines comestibles, des gommes de valeur et constituent une source de fourrage riche en protéines; elles contribuent à l'adoucissement du climat en réduisant l'évapotranspiration et en ralentissant le dessèchement du sol (Benbrahim et al., 2014). Cette espèce d'arbre à croissance rapide est originaire de certaines régions d'Indonésie, de Papouasie-Nouvelle-Guinée et d'Australie (Koutika et Richardson, 2019). Elle a été cultivée en

dehors de son environnement d'origine et introduite dans les régions tropicales humides des basses terres d'Asie, d'Amérique du Sud et d'Afrique au cours des dernières décennies (Koutika et Richardson, 2019). Cet arbre peut être utilisé en agroforesterie, en foresterie ainsi que pour restaurer les sols dégradés. Il peut atteindre jusqu'à 30 m de hauteur (Koutika et Richardson, 2019). Le taux de croissance de cette espèce est élevé, elle tolère les sols pauvres et nus et résiste aux maladies (Norisada et al., 2005; Yang et al., 2009; Benbrahim et al., 2014). Elle est considérée comme une plante nourricière, facilitant la croissance et le développement d'autres espèces en créant un microclimat qui favorise la germination des graines (Franco et Nobel, 1989; Yang et al., 2009). *Acacia mangium* peut augmenter le pH, les teneurs en nutriments disponibles, la capacité d'échange cationique et les quantités de cations échangeables, ainsi qu'accroître la rétention d'eau et l'agrégation du sol (Glaser et al., 2002; Yamato et al., 2006). Cependant, cette espèce a une courte durée de vie (c.-à-d., ~30-50 ans), et peut être considérée comme une espèce compétitrice agressive (Yamato et al., 2006; Koutika et Richardson, 2019).

1.2.4.2. *Leucaena leucocephala*

Leucaena leucocephala est une espèce ayant son origine au Mexique et en Amérique centrale. C'est un petit arbre tropical à croissance rapide et résistant à la sécheresse, utilisé pour diverses applications telles que bois de chauffage, fibres et fourrage pour le bétail (Bertrand, 2009; Nehdi et al., 2014). Ses feuilles alternes et bipennées peuvent mesurer 15 à 25 cm et son port arbustif peut atteindre jusqu'à 10 m de hauteur (Bertrand, 2009). Cette espèce est très appréciée pour le reboisement, l'amélioration des sols dégradés ainsi que le contrôle de l'érosion (Normaniza et al., 2008). Elle s'adapte à une très large gamme de sols sauf les sols acides (Nehdi et al., 2014). Elle est réputée avoir un enracinement profond et dense, ainsi qu'une grande

capacité d'absorption d'eau, lui permettant de prélever l'eau profondément dans le sol (Normaniza et al., 2008).

1.2.4.3. *Prosopis juliflora*

Prosopis juliflora est un arbre xérophile qui a été introduit dans le nord-est du Brésil dans les années 1940 (Almaraz-Abarca et al., 2007). Cet arbre pousse rapidement jusqu'à atteindre une hauteur de 8 à 12 m. C'est une espèce importante pour son potentiel élevé de fixation d' N_2 dans les zones arides; elle fournit un abri et de la nourriture à de nombreuses espèces d'animaux qui se nourrissent de son nectar, de son pollen, de ses feuilles et de ses fruits (Almaraz-Abarca et al., 2007). Cette espèce peut augmenter la teneur en nutriments, la porosité et la capacité de rétention d'eau du sol (Garg et Jain, 1992). Elle a un fort potentiel pour restaurer les terres dégradées puisqu'elle produit une forte densité de rejets de souche; ceci assure le remplacement en continu de l'espèce et lui permet de lutter efficacement contre l'érosion éolienne et de maintenir la fertilité des sols (Maodo, 2008). Toutefois, cette espèce peut être invasive et difficile à exterminer puisqu'elle possède des racines très longues (Maodo, 2008).

1.2.5. Présentation d'Haïti et du contexte d'étude

Haïti est un État des Grandes Antilles, occupant le tiers occidental de l'île d'Hispaniola avec une superficie d'environ 27 750 km² et situé dans l'hémisphère Nord à 18°32'21" de latitude nord et 72°20'11" de longitude ouest. La population d'Haïti en 2021 était estimée à 11 905 897 habitants dont environ 52% vivent en milieu urbain selon l'Institut Haïtien de Statistique et d'Information (IHSI, 2022). Le taux de croissance de la population est de 1.34 %, et sa densité est de 441.39

habitants / km² (IHSI, 2022). Le taux de couverture forestière est moins de 2%, tous types de forêts confondus (mangroves, forêts sèches, réserves forestières, parcs naturels). Environ 30 millions d'arbres sont coupés annuellement pour couvrir 70% des besoins énergétiques selon un rapport du Comité Interministériel d'Aménagement du Territoire (CIAT, 2010). L'agriculture constitue le secteur d'activité économique le plus important pour plus de 60 % de la population haïtienne (MARNDR, 2011). Le département du nord-est du pays est divisé en 4 arrondissements et 13 communes. Sa superficie est de 1 623 km² et sa population de 393 960 habitants (IHSI, 2022).

Le Département du nord-est où fût menée cette étude possède un climat de savane avec hiver sec (Aw) selon la classification de Köppen-Geiger (Rudolf, 1961; Hufty, 2001). Annuellement, la température moyenne dans ce département est de 29.1°C et les précipitations sont en moyenne de 786.2 millimètres (Planificateur, 2022). La situation foncière de ce département est caractérisée par une superficie réduite des exploitations agricoles soit une moyenne de 1.8 ha, des difficultés d'accès liées à des fortes pentes et aux mauvaises conditions des routes en terres battues, et la prédominance des modes de gestion informelle et l'insécurité foncière (MARNDR, 2011). L'insécurité foncière est due à de nombreux facteurs tels que l'extension des surfaces en indivision, la non-légalisation des transactions foncières ou l'appropriation illégale des terres par la population locale en raison de l'absence des propriétaires ne résidant pas en Haïti. L'insécurité foncière empêche à ceux qui possèdent les terres ainsi qu'au gouvernement d'investir dans les Bassins Versants, impliquant une forte dégradation des sols (MARNDR, 2011). L'insécurité foncière n'est pas le seul facteur causant la dégradation de ces sols. Il faut aussi noter : la mauvaise gestion de l'espace, la fragilité du milieu physique (fortes pentes, nature des matériaux), la forte pression démographique, la faible productivité de l'agriculture, la violence des phénomènes climatiques, les pratiques culturelles érosives, ainsi que la coupe de bois intensive pour les besoins énergétiques et pour la construction (MARNDR, 2011). Cette déforestation a réduit fortement la résilience des

écosystèmes et accentué les impacts négatifs des changements climatiques sur les communautés (MARNDR, 2011). Tenant compte du niveau de dégradation des forêts et de la fertilité des sols en Haïti, il s'avère important de mettre en place des forêts énergétiques capables de stocker du C et de régénérer la fertilité des sols. Toutefois, au meilleur de nos connaissances, la recherche scientifique sur le stockage de C dans les systèmes forestiers est très rare, voire inexistante en Haïti.

1.3. Objectifs et hypothèses

1.3.1. Objectifs

Face à l'extrême dégradation des sols d'Haïti, nous proposons cette étude afin de vérifier quelles sont les quantités de C stockées dans la biomasse aérienne et racinaire ainsi que de C et d'N stockées dans le sol par trois espèces d'arbre : *A. mangium*, *L. leucocephala* et *P. juliflora*, moins de 2 ans après leur plantation au sein des forêts énergétiques durables mises en œuvre sur plusieurs sites distincts dans le cadre du projet KLIMA. Plus spécifiquement, nous tenterons d'identifier :

- (1) Quelle est l'espèce qui stocke plus de C dans sa biomasse;
- (2) Quelle est l'espèce sous laquelle les stocks de C et d'N du sol sont les plus élevés;
- (3) Laquelle des espèces stocke davantage de C dans le système sol + plante;
- (4) Quelle est l'influence de la teneur en argile du sol sur les stocks de C dans la biomasse des arbres et sur les concentrations et les stocks de C et d'N dans le sol.

1.3.2. Hypothèses

Dans le cadre de cette étude, nous posons les quatre hypothèses suivantes :

- (1) Compte tenu de sa croissance rapide, notre première hypothèse stipule que l'*A. mangium* est l'espèce qui accumule le plus de C dans sa biomasse aérienne et racinaire;
- (2) Nous émettons comme seconde hypothèse que les sols sous *A. mangium* devraient être enrichis en C et en N comparativement à ceux sous les deux autres espèces;
- (3) Troisièmement, on s'attend à ce que les sols où la teneur en argile est plus importante soient ceux sur lesquels les arbres poussent mieux compte tenu de leur fertilité intrinsèque et que les espèces stockent plus de C dans leur biomasse;
- (4) Enfin, notre quatrième hypothèse suggère que l'accumulation du C et de l'N devrait aussi être plus importante dans les sols ayant davantage d'argile que ceux qui en ont moins.

CHAPITRE II. PLANTER DES ARBRES FIXATEURS D'AZOTE ACCROIT LE
STOCKAGE DU CARBONE ET LA FERTILITÉ DES SOLS TROPICAUX
DÉGRADÉS

Résumé

Les forêts énergétiques constituées d'espèces légumineuses à croissance rapide telles que l'Acacia (*Acacia mangium*), le Leucena (*Leucaena leucephala*) et le Prosopis (*Prosopis juliflora*) peuvent stocker du carbone et régénérer la fertilité des sols tropicaux dégradés, mais leur influence à court terme demeure mal comprise. Cette étude avait pour objectif d'évaluer dans quelles mesures l'Acacia, le Leucena et le Prosopis plantées sur des sols tropicaux dégradés en Haïti croissent rapidement et permettent, à court terme, de restaurer la fertilité des sols et stocker du C dans le sol et la biomasse. Nous avons mesuré les stocks de C et d'N du sol entre 0 et 20 cm de profondeur et estimé les quantités de C stocké dans la biomasse des arbres à l'aide d'équations allométriques après 18 mois de croissance. Les quantités de C et d'N étaient significativement ($P = 0.0001$) plus importantes dans les sols sous Leucena. Toutefois, l'Acacia a stocké significativement ($P = 0.0001$) plus de C dans sa biomasse que les deux autres espèces. Néanmoins, la quantité totale de C stocké dans le système sol + plante était plus élevée sous Leucena (i.e., 33 Mg C ha⁻¹) qu'Acacia (i.e., 22 Mg C ha⁻¹) et Prosopis (i.e., 17 Mg C ha⁻¹). De plus, les quantités de C et d'N stockés dans le sol, ainsi que la quantité totale de C stocké dans le système sol + plante ont été significativement ($P = 0.0001$) influencées par la teneur en argile du sol dans l'ordre : riche (≥ 25 %), moyenne (≥ 12.5 et < 25 %) et faible (< 12.5 %). En milieu tropical en général, particulièrement en Haïti, les forêts énergétiques comportant des espèces telles que Leucena et Acacia devraient être encouragées et soutenues dans le but d'accroître le potentiel de stockage du C et régénérer la fertilité des sols dégradés.

Mots-clés : forêts énergétiques, sols tropicaux dégradés, stocks de C, C et N du sol, espèces légumineuses à croissance rapide.

2.1. Introduction

La déforestation et la dégradation des forêts contribuent pour environ 10-15 % des émissions mondiales annuelles de gaz à effet de serre (Van Der Werf et al., 2009) et engendrent d'autres effets néfastes tels que l'érosion et la dégradation de la fertilité du sol, provoquant ainsi l'insécurité alimentaire. La Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques a examiné la possibilité de réduire ces émissions à travers l'initiative internationale REDD+ (Réduction des Émissions dues à la Déforestation et la Dégradation des forêts) (CCNUCC, 1992). L'une des façons d'arriver à cette fin est le stockage du carbone (C) dans le système sol-plante via la reforestation, une pratique qui consiste à planter des arbres sur une surface restée longtemps dépourvue d'arbre. En Haïti, il y a un grand problème de dégradation des terres dû à la déforestation, la couverture forestière du pays étant moins de 2% (CIAT, 2010). Par conséquent, le défi est énorme quant à la plantation de nouvelles forêts. Toutefois, aucune étude scientifique n'a évalué l'impact des pratiques de reforestation sur la restauration de la fertilité des sols dégradés et le stockage du C dans le système sol-plante en Haïti.

La reforestation permet de stocker du C, d'améliorer les qualités physique, chimique et biologique des sols, et d'accroître leur fertilité et leur productivité, tout en offrant un moyen de lutte et d'adaptation aux changements climatiques (Nair et al., 2009; Lal et al., 2015). C'est notamment le cas des forêts énergétiques durables constituées d'espèces à croissance rapide et fixatrices d'azote (N), telles que l'Acacia (*Acacia mangium*), le Leucena (*Leucaena leucocephala*) et le Prosopis (*Prosopis juliflora*). Les forêts énergétiques sont constituées d'arbres pour la production de bois d'énergie, soit du bois servant à produire de la chaleur et éventuellement de l'électricité, réduisant ainsi la pression sur l'exploitation des ressources ligneuses. Elles produisent une grande quantité de biomasses végétales et ont, par conséquent, une forte capacité à stocker du carbone (Chave et al., 2001; Chave et al., 2005). Cependant, malgré leur

fort potentiel, la plantation de forêts énergétiques avec des espèces à croissance rapide et fixatrices d'N n'est pas étudiée scientifiquement dans le contexte d'Haïti.

Le sol est le plus grand puits de C de la biosphère après les océans; il peut stocker trois à quatre fois plus de C comparé à toute la végétation terrestre (Schmidt et al., 2011; Paustian et al., 2016). Aussi petite qu'elle soit, une augmentation de la quantité de C stocké dans le sol peut avoir des effets significatifs dans la réduction des GES compte tenu de l'ampleur du réservoir qu'est le sol. Ainsi, une augmentation des stocks de C du sol d'environ 4 pour mille (0,4%) chaque année pourrait permettre d'équilibrer les émissions de GES annuellement (Derrien et al., 2016; Minasny et al., 2017). Le stockage du C dans le sol permet aussi d'améliorer l'agrégation des particules, l'aération du sol et la qualité de l'eau (surface et souterraine), d'augmenter la capacité d'infiltration, de rétention d'eau et l'activité des microorganismes, ainsi que la biodiversité et le recyclage des éléments nutritifs (Six et al., 1998; Dumanski, 2004). Accroître le stockage du C dans le sol permet donc d'en améliorer la fertilité et la productivité du même coup.

Cette étude a pour objectif d'évaluer dans quelles mesures trois espèces d'arbres fixatrices d'N (*Acacia mangium*, *Leucaena leucocephala* et *Prosopis juliflora*) croissent rapidement et permettent, à court terme, de restaurer la fertilité des sols et de stocker du C dans les sols et la biomasse en milieu tropical. Les résultats de cette étude vont permettre de mieux positionner les stratégies de réhabilitation des terres dégradées ainsi que de stocker du C à partir d'espèces légumineuses à croissance rapide. Dans ce travail, nous testons les hypothèses suivantes :

- (1) Compte tenu de sa croissance rapide, notre première hypothèse stipule que l'*A. mangium* est l'espèce qui accumule le plus de C dans sa biomasse aérienne et racinaire;

- (2) Nous émettons comme seconde hypothèse que les sols sous *A. mangium* devraient être enrichis en C et en N comparativement à ceux sous les deux autres espèces;
- (3) Troisièmement, on s'attend à ce que les sols où la teneur en argile est plus importante soient ceux sur lesquels les arbres poussent mieux compte tenu de leur fertilité intrinsèque et que les espèces stockent plus de C dans leur biomasse;
- (4) Enfin, notre quatrième hypothèse suggère que l'accumulation du C et de l'N devrait aussi être plus importante dans les sols ayant davantage d'argile que ceux qui en ont moins.

2.2. Matériel et méthodes

2.2.1. Localisation de l'étude et choix des sites

Cette étude a été menée dans le département du Nord-Est en Haïti, lequel est localisé entre 19° 29' 20" de latitude nord et 71° 51' 26" de longitude ouest. La superficie de ce département est évaluée à 1623 km² et sa population est estimée à 393 967 habitants (IHSI, 2022). Il possède un climat de savane avec hiver sec (Aw) selon la classification de Köppen-Geiger (Rudolf, 1961; Hufty, 2001). La température moyenne annuelle est de 29.1°C et les précipitations moyennes annuelles sont de 786.2 millimètres (Planificateur, 2022). L'étude a été menée sur 20 forêts énergétiques d'une superficie variant d'environ 0.4 à 2.0 ha localisées dans trois sections communales. Afin de trouver les sites pour établir les forêts énergétiques, des comités d'appui à la mise en œuvre du projet ont été formés au sein des communes d'intervention. Ces comités étaient composés de 5 personnes dont un

représentant du Conseil d'Administration de la Section Communale (CASEC), de l'Assemblée de la section communale (ASEC), de l'Organisation Communautaire de Base (OCB), de la mairie et une représentante des organisations de femmes. Leur mission était de cibler des sites où les terres étaient dégradées et identifier les agricultrices et agriculteurs qui en étaient propriétaires. Les facteurs considérés pour cibler les terres dégradées étaient l'absence de couverture végétale, la présence de rigole, une forte pente et une faible profondeur de la couche de sol cultivable. Une liste de sites et de propriétaires fût ensuite dressée. À la suite de rencontres d'information et de sensibilisation, des ententes ont été conclues avec les agricultrices et agriculteurs ayant accepté de participer à l'étude pour établir des forêts énergétiques sur leurs parcelles de terres dégradées.

2.2.2. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental était constitué de 20 forêts énergétiques distinctes réparties sur 10 sites, à raison de deux forêts par site. Une caractérisation des terrains et des sols a été effectuée en juillet 2018 avant la plantation des forêts énergétiques. La pente et l'exposition du terrain furent évaluées visuellement. Les sols furent prélevés à 10 endroits localisés arbitrairement avec une tarière manuelle de 2.2 cm de diamètre à 0-20 cm de profondeur. Les concentrations et les stocks de C et d'N du sol ont été mesurés à l'aide des méthodes décrites plus bas (voir section 2.2.4) pour les 10 prélèvements effectués dans les 20 forêts énergétiques. Pour chacune d'elle, un échantillon composite a été formé à partir des 10 prélèvements pour évaluer la teneur en particules de sables, limons et argiles à l'aide de la méthode de l'hydromètre (Kroetsch et Wang, 2008) ainsi que le pH au CaCl_2 0.01 M selon un ratio sol:solution de 1:2 (Hendershot et al., 2008). Le Tableau 1 présente la localisation et les caractéristiques des terrains et des sols avant la plantation des forêts énergétiques.

Les espèces utilisées pour reboiser les terres dégradées sont trois légumineuses à croissance rapide de la famille des Fabaceae : *Acacia mangium*, *Leucaena leucocephala* et *Prosopis juliflora*. En novembre 2018, les semences furent enfouies manuellement dans les premiers cm du sol sans qu'aucun amendement ne soit apporté. Toutes les espèces plantées dans les 20 forêts l'ont été à l'aide de la technique du semis direct à une densité identique, soit l'équivalent de 20 000 arbres ha^{-1} avec une distance de 0.5 m entre les arbres. Cependant, le nombre de chacune des espèces plantées a varié d'une forêt énergétique à l'autre en fonction de la disponibilité locale des semences des espèces ciblées. Ce nombre était largement dominé par l'Acacia, suivi du Leucena et de Prosopis dans une moindre mesure. Dans chacune des forêts énergétiques, 12 arbres ont été choisis de manière arbitraire afin de constituer 12 points d'échantillonnage tout en respectant la proportion des espèces observées visuellement sur le terrain. Ainsi, dans chacune des 20 forêts énergétiques, 12 points d'échantillonnage ont été identifiés sauf au site Cacorne où 5 et 7 points d'échantillonnage ont été identifiés dans chacune des deux forêts énergétiques. Le Tableau 2 présente ces proportions ainsi que le nombre de chacune des espèces échantillonnées dans les 20 forêts énergétiques.

2.2.3. Mesures dendrométriques et estimation du C stocké dans la biomasse

Les mesures dendrométriques ont été effectuées sur chacun des individus constituant un point d'échantillonnage à l'intérieur des forêts énergétiques, et ce à la fin du premier cycle de croissance des arbres (après 18 mois), juste avant la première récolte de bois. Les diamètres à hauteur de poitrine (DHP, 1.3 m) ainsi qu'à 10 cm de la surface du sol (DH_{10}) ont été mesurés à l'aide d'un ruban métrique. Les quantités de C stocké dans la biomasse aérienne et racinaire ont été estimées avec une méthode similaire à celle employée par Marone et al. (2017). Il s'agit d'une approche non

destructive qui utilise des équations allométriques pour estimer la biomasse aérienne et racinaire à partir des mesures dendrométriques. Pour estimer la biomasse aérienne (BA, kg arbre⁻¹), nous avons utilisé l'équation générale de Henry et al. (2011), à défaut d'avoir recensé dans la littérature des équations adaptées aux espèces ciblées et à l'âge relativement jeune des arbres des forêts énergétiques en Haïti. Cette équation applicable pour plusieurs espèces ligneuses des forêts tropicales est:

$$BA = \text{expo} [-2.289 + (2.649 * \log X) - (0.021 * \log X^2)] \quad (\text{Éq. 1})$$

où X représente le DHP, exprimé en cm. Pour estimer la BA des arbres n'ayant pas atteint une hauteur suffisante pour en mesurer le DHP, nous avons développé une autre équation afin d'utiliser la mesure du DH₁₀. D'abord, nous avons mis en relation la BA des arbres ayant une mesure de DHP calculée avec l'équation 1 avec le DH₁₀ de ces mêmes arbres. L'équation obtenue (N = 201, r = 0.79, P < 0.0001) est :

$$BA = 0.0627 * DH_{10} \quad (\text{Éq. 2})$$

Ensuite, nous avons utilisé l'équation 2 pour calculer la BA à partir du DH₁₀ des arbres n'ayant pas atteint une hauteur suffisante pour avoir une mesure de DHP. Afin d'estimer la biomasse racinaire (BR, kg arbre⁻¹), nous avons employé l'équation générale développée par Cairns et al. (1997) pour les forêts tropicales :

$$BR = e^{-1.0587 + 0.8836 * \ln(BA)} \quad (\text{Éq. 3})$$

Les stocks de C des biomasses aérienne et racinaire (C_{BA} et C_{BR}, Mg C ha⁻¹) ont été calculés selon:

$$C_{BA} \text{ ou } C_{BR} = (BA \text{ ou } BR) * Fc * 20\ 000 \quad (\text{Éq. 4})$$

où Fc est un facteur de conversion égal à 0.5 tel que recommandé par le GIEC pour estimer la concentration en C de la biomasse végétale de manière non destructive

(Penman et al., 2003) et 20 000 représente le nombre d'arbres par hectare semés à la plantation des forêts énergétiques. Le calcul effectué en est un de stockage maximal dans le cas optimal où tous les arbres survivent à court terme. De plus, les calculs sont effectués pour chaque espèce, comme si elles étaient plantées à raison de 20 000 arbres de la même espèce par hectare. La quantité totale de C stockée dans la biomasse (C_{BT} , Mg C ha⁻¹) a été calculée en effectuant la somme des quantités stockées dans les biomasses aérienne (C_{BA}) et racinaire (C_{BR}).

2.2.4. Échantillonnage et analyses des sols

Un premier échantillonnage des sols a été réalisé en juillet 2018 avant la plantation des forêts énergétiques tel que décrit plus haut et un second en mars 2021 environ 18 mois après la plantation. Les analyses des échantillons prélevés en 2018 (Tableau 1) permettent d'avoir une information de base sur les sols des forêts énergétiques avant la plantation. Ceci permet d'évaluer l'effet de changement à court terme lié à la plantation des espèces et mesurer si des gains ou des pertes de C et de N dans le sol sont réalisés. Les deux échantillonnages de sols ont été réalisés entre 0 et 20 cm de profondeur à l'aide d'une tarière manuelle de 2.2 cm de diamètre. En 2021, les sols ont été échantillonnés à chaque point d'échantillonnage (voir plus haut) à environ 25 cm du pied de l'arbre, soit à mi-chemin entre deux arbres. Occasionnellement, il ne fût pas possible d'atteindre 20 cm de profondeur dans le sol avec la tarière; dans ce cas, la profondeur réellement atteinte a été notée afin de calculer adéquatement la masse volumique apparente et les stocks de C et de N (voir plus bas).

Les sols échantillonnés ont été mis dans des sacs de plastique et pesés frais moins de 24h après leur prélèvement pour en déterminer la masse totale fraîche (M_{TF} , g) avant d'être séchés à l'air libre et tamisés à 2 mm. La teneur en eau gravimétrique contenue

dans le sol frais (W_{frais} , g H₂O dans le sol frais g⁻¹ sol séché au four) ainsi que celle résiduelle contenue dans le sol séché à l'air (W_{air} , g H₂O dans le sol séché à l'air g⁻¹ sol séché au four) ont été déterminées à partir d'un sous-échantillon de sol (5 g) selon:

$$W_{\text{frais}} = [(M_F + M_C) - (M_{\text{SF}} + M_C)] / [(M_{\text{SF}} + M_C) - M_C] \quad (\text{Éq. 5})$$

$$W_{\text{air}} = [(M_A + M_C) - (M_{\text{SF}} + M_C)] / [(M_{\text{SF}} + M_C) - M_C] \quad (\text{Éq. 6})$$

où M_F est la masse de sols frais, M_A est la masse de sols séchées à l'air après >7 jours à température ambiante, M_C est la masse du contenant en aluminium et M_{SF} est la masse du sol séché au four (105°C, 72h). La masse volumique apparente (MVA , g de sol sec cm⁻³ de volume) a été calculée selon l'équation suivante:

$$MVA = M_{\text{CORR}} / V_{\text{CORR}} \quad (\text{Éq. 7})$$

où M_{CORR} est la masse totale (g) rapportée sur une base sèche (105°C) et corrigée pour la présence de fragments grossiers (> 2mm) et V_{CORR} est le volume de sol échantillonné (en cm³) corrigé pour la présence de fragments grossiers. La M_{CORR} du sol a été déterminée selon l'équation suivante :

$$M_{\text{CORR}} = [M_{\text{TF}} / (1 + W_{\text{frais}})] - M_{\text{FG}} \quad (\text{Éq. 8})$$

où M_{FG} est la masse (g) de fragments grossiers (≥ 2 mm) retrouvés dans le sol entier échantillonné. Le V_{CORR} a été calculé selon :

$$V_{\text{CORR}} = V - (M_{\text{FG}} / 2.65 \text{ g cm}^{-3}) \quad (\text{Éq. 9})$$

où V est le volume total échantillonné. Lorsqu'il ne fut pas possible d'échantillonner à 20 cm de profondeur, celle réellement échantillonnée et notée fut utilisée. Les concentrations en C et N totales du sol ont été mesurées par combustion sèche du sol séché à l'air avec un analyseur élémentaire de marque Elementar (modèle Vario Max Cube, Langensfeld, Allemagne). Puisque le sol ne contenait pas de C inorganique,

la concentration en C totale fût considérée équivalente à celle en C organique. Les concentrations en C et N total du sol (g C ou N kg⁻¹ sol) ont été exprimées sur une base de sol séché à 105°C en corrigeant la masse de sol séché à l'air utilisée pour l'analyse élémentaire pour la présence d'eau résiduelle à l'aide de la W_{air} (Éq. 6) de la manière suivante:

$$[C] \text{ ou } [N] = [M_{\text{AE}} / (M_{\text{AE}} / (1 + W_{\text{air}}))] * C \text{ ou } N * 10 \quad (\text{Éq. 10})$$

où M_{AE} représente la masse (environ 0.65 g) de sol séché à l'air analysé, C ou N représentent les concentrations (%) en ces éléments et 10 est un facteur de conversion des unités. Les stocks de C (C_{ST} , Mg C ha⁻¹) et d'N total (N_{ST} , Mg C ha⁻¹) du sol ont été déterminés en utilisant l'équation suivante :

$$C_{\text{ST}} \text{ ou } N_{\text{ST}} = [C] \text{ ou } [N] * MVA * E * 0.1 \quad (\text{Éq. 11})$$

où [C] ou [N] représentent la concentration en C ou N total du sol (g C ou N kg⁻¹ sol), E représente l'épaisseur (cm) de la couche échantillonnée et 0.1 est un facteur de conversion des unités. Lorsqu'il ne fut pas possible d'atteindre 20 cm de profondeur avec la tarière, les stocks ont été calculés pour la profondeur réelle échantillonnée et ensuite pondérés pour les exprimer sur une base équivalente à 20 cm de profondeur. Ainsi, les stocks pondérés de C organique ($C_{\text{ST-w}}$, Mg C ha⁻¹) et d'N total ($N_{\text{ST-w}}$, Mg C ha⁻¹) ont été calculés selon:

$$C_{\text{ST-w}} \text{ ou } N_{\text{ST-w}} = C_{\text{ST}} \text{ ou } N_{\text{ST}} * (20 / E) \quad (\text{Éq. 12})$$

Les changements absolus des stocks de C dans le sol (ΔC_s , Mg C ha⁻¹) ont été mesurés en effectuant la différence entre ceux mesurés pour chacun des points d'échantillonnage en 2021 et les stocks moyens mesurés en 2018 au niveau de chacune des 20 forêts énergétiques avant leur plantation. L'équation utilisée est :

$$\Delta C_s = (C_{\text{ST-2021}} \text{ ou } C_{\text{ST-w-2021}}) - (C_{\text{ST-2018}} \text{ ou } C_{\text{ST-w-2018}}) \quad (\text{Éq. 13})$$

Les changements absolus de C dans le système sol-plante (ΔC_{S+P} , Mg C ha⁻¹) a été déterminé par différence entre d'une part la somme des stocks de C du sol (Éq. 11 et 12) et ceux de la biomasse aérienne et racinaire (Éq. 4) calculés pour chacun des points d'échantillonnage en 2021, et d'autre part les stocks de C moyens mesurés dans le sol de chaque forêt énergétique en 2018 avant leur plantation, selon :

$$\Delta C_{S+P} = [(C_{ST-2021} \text{ ou } C_{ST-W-2021}) + C_{BT}] - (C_{ST-2018} \text{ ou } C_{ST-W-2018}) \quad (\text{Éq. 14})$$

2.2.5. Analyses statistiques

Les analyses statistiques et les représentations graphiques ont été réalisées en utilisant le logiciel R version 4.1.2 (R Core Team, 2022). Des modèles linéaires simples ont été utilisés pour effectuer une analyse de la variance (ANOVA) et tester l'influence des trois espèces d'arbres sur les variables dépendantes d'intérêt (c.-à-d., stocks de C de la biomasse, stocks et concentrations de C et d'N du sol et changements absolus des stocks de C organique du sol). Les postulats d'homogénéité de la variance et de distribution normale des résidus ont été vérifiés graphiquement et avec le test de Shapiro-Wilk (Shapiro et Wilk, 1965). Une transformation racine carrée ou logarithmique a été effectuée sur les données brutes afin de respecter les postulats de l'ANOVA. Des covariables (pente, teneur du sol en argile et exposition) ont été ajoutées au modèle afin d'en améliorer l'exactitude et évaluer leurs influences sur les variables d'intérêt. La pente a été estimée en 3 catégories, soit faible (<35%), moyenne (≥35 et <55%) et forte (≥55%). L'exposition a été caractérisée en huit catégories, soit nord (N), nord-est (NE), est (E), sud-est (SE), sud (S), sud-ouest (SW), ouest (W) et nord-ouest (NW). La teneur en particules d'argiles a été classifiée en trois catégories, soit faible (<12.5 %), moyenne (≥12.5 et <25 %) et riche (≥25 %).

Le test de la plus petite différence significative (LSD) de Fisher a été utilisé pour séparer les moyennes. Les différences ont été déclarées significatives à $P \leq 0.05$.

3. Résultats

3.1. Stocks de carbone dans la biomasse des arbres

La quantité de C stockée dans la biomasse végétale a varié de manière non significative en fonction de la teneur en argile du sol (Tableau 3) et significativement en fonction de l'espèce ($P < 0.0001$; Fig. 1). Les mêmes tendances sont observées pour les biomasses aérienne et racinaire que la biomasse totale, car celle-ci représente la somme des compartiments aériens et racinaires. Ainsi, uniquement les stocks de C de la biomasse totale seront rapportés par la suite. Bien que les quantités de C stockées dans la biomasse aient été 1.3 fois plus élevées dans les sols riches en argile, elles ne diffèrent pas significativement de celles dans les sols plus faibles en argile (Tableau 3). Parmi les trois espèces, *A. mangium* a stocké davantage de C dans sa biomasse suivi de *P. juliflora* et *L. leucocephala* (Fig. 1). Bien que la différence entre *A. mangium* et *P. juliflora* soit non significative ($P = 0.10$), la première stocke environ 50% plus de C dans sa biomasse totale que la seconde (Fig. 1). En ce qui concerne *L. leucocephala*, cette espèce stocke deux à trois fois moins de C dans sa biomasse totale que *P. juliflora* et *A. mangium*, respectivement.

3.2. Concentrations et stocks de carbone et d'azote du sol

Les moyennes et erreur-types des concentrations et des stocks de C et d'N du sol avant la plantation des forêts énergétiques sont présentées à titre indicatif au Tableau 2. L'analyse des sols échantillonnés en 2021 montre que la teneur en argile du sol a

influencé significativement sa concentration en C et N ($P < 0.0001$, Tableau 4), ainsi que les quantités de C et d’N qui y sont stockées ($P < 0.0001$, Fig. 2). Les sols à forte teneur en argile montrent des concentrations en C et en N environ 3.7 et 3.2 fois plus élevées que ceux à faible teneur en argile. Ces sols ainsi que ceux à moyenne teneur en argile possèdent un ratio C/N (i.e., 12.1) inférieur ($P < 0.0001$) à celui des sols riches en argile (i.e., 14.2) (Tableau 4). L’influence de la teneur en argile sur les stocks de C et d’N (Fig. 2) suit la même tendance que celle observée pour les concentrations. Les espèces ont aussi influencé de manière significative les concentrations ($P < 0.002$, Tableau 5) et les stocks ($P < 0.0001$, Fig. 3) de C et d’N du sol. Les sols sous *L. leucocephala* sont enrichis et stockent davantage de C et d’N comparativement à ceux sous *A. mangium* et *P. juliflora*. Bien que la différence soit marginale ($P = 0.10$) entre ces deux espèces, la première stocke 30% plus de C et d’N dans le sol que la seconde.

3.3. Carbone stocké dans le système sol + plante

Les quantités totales de C stockées dans le système sol + plante ont varié suivant la teneur en argile du sol ($P < 0.0001$) et l’espèce ($P < 0.0001$). Étant donné le jeune âge des forêts énergétiques, les stocks de C de la biomasse totale sont plus faibles que ceux du sol; ils représentent environ 3.5 %, 12.5 % et 16.5% des stocks de C du système sol + plante contre 96.5 %, 87.5 % et 83.5 % pour ceux du sol chez *L. leucocephala*, *P. juliflora* et *A. mangium*, respectivement (Fig. 1 et 3). Les changements absolus de C stockés dans le sol (ΔC_s , Éq. 13) à la suite de la plantation des forêts énergétiques ont varié significativement suivant la teneur en argile du sol ($P < 0.0001$) et l’espèce ($P < 0.001$). Les résultats montrent des gains de 16 Mg C ha⁻¹ dans les sols à forte teneur en argile contre des pertes de 11 Mg C ha⁻¹ et 3 Mg C ha⁻¹ dans les sols à teneur moyenne et faible, respectivement. Ces résultats montrent

aussi des gains de 1.68 Mg C ha⁻¹ dans les sols sous *Leucena* contre des pertes de 3.88 Mg C ha⁻¹ et 8.85 Mg C ha⁻¹ dans les sols sous *Acacia* et *Prosopis*, respectivement. Lorsque l'on considère à la fois les changements absolus de C stockés dans le sol ainsi que la quantité de C stocké dans la biomasse des arbres, le calcul du changement absolu de C dans le système sol + plante (ΔC_{S+P} , Éq. 14) montre qu'après 18 mois de plantation, des gains en C de l'ordre de 2 et 4 Mg de C ha⁻¹ sont notés sous *A. mangium* et *L. leucocephala*, respectivement, alors que des pertes en C de l'ordre de 4 Mg C ha⁻¹ avec un fort niveau de variabilité sont observées sous l'espèce *P. juliflora* (Fig. 4a). Nos résultats montrent aussi que des gains importants dans le système sol + plante de l'ordre de 20 Mg C ha⁻¹ observés dans les sols à forte teneur en argile comparativement aux sols dont la teneur en argile est moyenne et faible (Fig. 4b). Le changement absolu de C dans le système sol + plante ne diffère pas entre les sols dont la teneur en argile est faible et moyenne; et le changement absolu moyen pour ces types de sols avoisine la neutralité.

4. Discussion

4.1. Le carbone stocké dans la biomasse

Le C stocké dans la biomasse des trois espèces a varié en fonction de la teneur en argile du sol et a été plus élevé dans les sols riches en argile (Tableau 3). Cette différence, bien qu'elle ne soit pas significative, peut s'expliquer par le fait que les sols argileux sont plus riches en matière organique et en éléments nutritifs et conséquemment plus fertiles que les autres types de sols (Marone et al., 2017). En effet, ce sont les particules fines d'argiles et de limon qui retiennent la matière organique et les éléments nutritifs en formant des complexes organo-minéraux (Oades, 1988; Six et al., 2002; López et al., 2018), expliquant ainsi pourquoi les

plantes poussent mieux dans ces types de sols. Cela peut aussi s'expliquer par le fait que les sols argileux ont une réserve utile en eau beaucoup plus importante, ce qui réduit probablement l'effet de stress hydrique (Bengough et al., 2011). Nos résultats ne peuvent toutefois pas confirmer l'hypothèse (3) qui stipule que les sols où la teneur en argile est plus importante soient ceux sur lesquels les arbres poussent mieux compte tenu de leur fertilité intrinsèque et que les espèces stockent plus de C dans leur biomasse, car les différences observées ne sont pas statistiquement significatives.

Des trois espèces étudiées, *Acacia mangium* a stocké davantage de C dans sa biomasse totale (Fig. 1), ce qui confirme l'hypothèse (1) selon laquelle *Acacia mangium* est l'espèce qui accumule plus de C dans sa biomasse aérienne et racinaire. Puisque toutes les espèces ont été implantées dans des sols dégradés avant la reforestation, qu'elles ont le même âge et qu'elles furent soumises à des conditions pluviométriques similaires, cette différence pourrait aussi s'expliquer par le fait qu'*Acacia mangium* tolère bien les conditions où les ressources du sol sont faibles. En effet, *Acacia mangium* est une espèce largement utilisée dans la restauration des sols dégradés; son système racinaire est très développé, lui permettant d'explorer le sol et par conséquent vivre dans les conditions où les ressources sont limitées (Kachaka, 2014). Selon Oumar et al. (2007), *A. mangium* a un fort potentiel pour stocker du C dans sa biomasse considérant sa croissance rapide et sa capacité d'adaptation sur des terrains pauvres. Cette espèce est hautement compétitive (Coelho et al., 2007; Laclau et al., 2008; Bini et al., 2013). L'analyse des données compilées par Guerrero-Ramírez et al. (2021) indique que les traits racinaires d'*A. mangium* comme la longueur spécifique des racines (SRL), la surface spécifique des racines (SRA) et la concentration en N des racines (RNC) sont caractéristiques des espèces à croissance rapide. Ainsi, des valeurs de traits plus élevées chez *A. mangium* (SRL = 65.7 m g⁻¹, SRA = 432 cm² g⁻¹, RNC = 23.2 mg g⁻¹) suggèrent que cette espèce pourrait exploiter plus efficacement les ressources du sol, ce qui expliquerait sa

croissance et sa production de biomasse plus importante comparativement à *L. leucocephala* (SRL = 20.5 m g⁻¹, SRA = 269 cm² g⁻¹, RNC = 19.0 mg g⁻¹) (Guerrero-Ramírez et al., 2021).

Montagnini et Nair (2004) ont montré que dans les milieux tropicaux, les efforts de stockage du C sont concentrés principalement sur la biomasse des arbres. En 25 ans, les stocks de carbone dans la biomasse totale peuvent atteindre 50 Mg C ha⁻¹ (Montagnini et Nair, 2004). Ceci correspond à un taux d'accumulation de 2 Mg C ha⁻¹ an⁻¹, ce qui ressemble à nos résultats où *A. mangium* a stocké 3.31 Mg C ha⁻¹ après 18 mois de croissance, soit l'équivalent de 2.21 Mg C ha⁻¹ an⁻¹. Ce taux est aussi similaire à celui calculé à partir des données de Khasa et al. (1995). Après 21 mois de croissance, les arbres d'*A. mangium* mesuraient en moyenne 3110 cm³ de volume et 2.70 m de hauteur, ce qui correspond à un DHP de 2.61 cm calculé d'après l'équation de Wan Mohd et al. (1989) utilisée par Khasa et al. (1995). En intégrant cette valeur de DHP (2.61 cm) dans les équations 1, 3 et 4 de notre étude, nous obtenons 4.20 Mg C ha⁻¹ stockés dans la biomasse totale après 21 mois de croissance. Ceci correspond à un taux d'accumulation de 2.40 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ similaire à celui que nous avons obtenu. La densité de plantation des forêts énergétiques était cependant beaucoup plus importante que celle de Khasa et al. (1995) (i.e., 1 600 arbres ha⁻¹), mais le taux d'accumulation du C dans la biomasse par unité de superficie est le même. Ainsi, la croissance d'*A. mangium* dans les forêts énergétiques peut stocker des quantités importantes de C dans la biomasse aérienne et racinaire des arbres et contribuer de manière significative aux efforts de réduction des émissions de GES et de lutte contre les changements climatiques en Haïti.

L'allocation de la biomasse entre les parties aérienne et racinaire se fait différemment pour chaque arbre, et ce, en réponse à son adaptation aux conditions environnementales du milieu ainsi qu'aux besoins liés à son stade de développement (Coleman et al., 1994). Dans le cadre de notre étude, nous avons utilisé l'équation de

Cairns et al. (1997) pour calculer la biomasse racinaire à partir de la biomasse aérienne; le ratio de répartition entre la biomasse aérienne et racinaire est donc le même pour les trois espèces et représente environ 0.30 g de biomasse racinaire par g de biomasse totale. Toutefois, des données récentes montrent que ce ratio peut varier selon les espèces. Les données compilées par Guerrero-Ramírez et al. (2021) montrent que la fraction de la biomasse totale allouée aux racines (i.e., g biomasse racinaire g^{-1} biomasse totale) est plus importante chez *L. leucocephala* (i.e., 0.44 $g\ g^{-1}$) que chez *A. mangium* (i.e., 0.24 $g\ g^{-1}$). Bernhard-Reversat et al. (1993) de même que Kachaka et al. (2021) montrent des valeurs encore plus faibles pour *A. mangium*, soit l'équivalent d'environ 0.16 et 0.14 $g\ g^{-1}$, respectivement. Ainsi, il est possible que les stocks de C de la biomasse racinaire aient été sous-estimés chez *L. leucocephala* et surestimés chez *A. mangium* par notre approche. Il serait important d'approfondir les recherches dans le futur pour développer des équations allométriques propres à chacune des espèces étudiées afin de calculer de manière plus précise et mieux expliquer les différences de stocks de C dans la biomasse de ces espèces. Ainsi, nous pourrions mesurer plus précisément les taux de croissance selon l'âge des arbres et étudier davantage les traits des racines afin de mieux comprendre les stratégies de croissance des espèces étudiées et la production de biomasse aérienne et racinaire.

4.2. Les concentrations et les stocks de C et d'N dans le sol

Des trois catégories de sols, les concentrations en C et N sont plus élevées dans les sols plus riches en argile que ceux à moyenne et faible teneur en argile (Tableau 4). Ces résultats confirment notre hypothèse (4) qui suggère que l'accumulation du C et de l'N devrait être plus importante dans les sols ayant davantage d'argile que ceux qui en ont moins. Cette même tendance est observée pour les stocks de ces éléments

(Fig. 2). Cette différence pourrait être expliquée par le fait que les sols argileux sont plus riches en agrégats stables (Marone et al., 2017). Selon Olchin et al. (2008) et Gupta et al. (2009), les agrégats et l'argile du sol participent au stockage du C du sol. Le C contenu dans les sols riches en argile serait plus stable dû à une plus grande protection physique que celui qui se trouve dans les sols à moyenne et faible teneur en argile, car il existe une corrélation positive entre les concentrations en C du sol, en agrégats stables (Razafimbelo et al., 2010) et en limon et argile (Takimoto et al., 2008). En effet, le C est protégé par occlusion dans les agrégats contre la dégradation due aux activités des microbes et des enzymes (Balesdent et al., 2000; Shrestha et al., 2007). La protection physique du C dépend des minéraux argileux présents dans le sol; ceux avec une surface spécifique plus importante adsorbent plus de C et d'N que ceux ayant une surface spécifique plus faible (Hassink, 1997). Dans les sols à texture grossière, la dégradation de la matière organique par les microorganismes serait plus élevée (Marone et al., 2017), puisqu'il y a moins de particules fines et d'agrégats capables de protéger le C et l'N de la décomposition. La teneur en matière organique est faible dans les sols sableux, lesquels sont plus vulnérables quant à la dégradation et à la perte de C à cause de leur structure particulaire et de la faible quantité d'agrégats qui s'y trouve (Serpantié et Ouattara, 2001).

Des trois espèces étudiées, les concentrations en C et N (Tableau 5) ainsi que les stocks de ces éléments (Fig. 3) ont été plus élevés dans les sols sous *L. leucocephala* et suivent la même tendance. Ces résultats rejettent notre hypothèse (2) qui stipule que les sols sous *A. mangium* devraient être enrichis en C et en N comparativement à ceux sous les deux autres espèces. La quantité de C stocké entre 0 et 20 cm dans le profil de sol a été en moyenne de 32 Mg C ha⁻¹ pour *L. leucocephala*, 20 Mg C ha⁻¹ pour *A. mangium* et 15 Mg C ha⁻¹ pour *P. juliflora*. Cette différence de stocks de C pourrait s'expliquer par le fait que *L. leucocephala* utiliserait une stratégie de croissance différente des autres espèces, car elle est celle qui a stocké moins de C

dans la biomasse (Fig. 1). En effet, en condition de sécheresse, certaines plantes utilisent des stratégies particulières pour survivre telles que la fermeture des stomates (c.-à-d., réduction de la surface foliaire) pour limiter la transpiration et préserver la réserve en eau utile du sol (Bertrand, 2009). Cette stratégie pourrait avoir été utilisée par l'espèce *L. leucocephala*. Bertrand (2009) a montré qu'en conditions de sécheresse, cette espèce ferme ses stomates, lui permettant de continuer à faire de la photosynthèse et de maintenir la transpiration suffisante pour réguler la température de ses cellules. Tel qu'a énoncé plus haut, *L. leucocephala* semble être une espèce davantage axée sur la conservation des ressources et dont le ratio d'allocation de la biomasse totale aux parties souterraines semble plus élevé que celui d'*A. mangium*. Les stocks de C plus élevés notés dans le sol sous cette espèce pourraient être associés aux propriétés de son système racinaire, mais cela demeure spéculatif à ce stade-ci et des travaux supplémentaires sont requis pour évaluer cette hypothèse.

Les sols sous *A. mangium* présentent des concentrations et des stocks de C et d'N inférieurs à ceux sous *L. leucocephala*. L'une des raisons qui pourrait expliquer cette tendance est le faible taux de décomposition de la litière sous *A. mangium*, cet argument étant évoqué par plusieurs auteurs comme un facteur qui aurait joué à l'encontre de la capacité de cette espèce à restituer de la matière organique au sol (Yamashita et al., 2008; Kunhamu et al., 2009; Afrifa, 2013; Kachaka, 2014). En effet, la litière et les exsudats racinaires apportent la matière organique dans l'horizon superficiel du sol et la contribution relative de ces apports influence les concentrations et les stocks de C et d'N du sol. *A. mangium* est une espèce qui génère beaucoup de litière (Kachaka, 2014) qui s'accumule à la surface du sol et se décompose lentement, ce qui pourrait expliquer le manque d'évolution des teneurs en C et en N constaté dans les sols sous cette espèce à court terme dans notre étude. L'important couvert d'*A. mangium* est évoqué par plusieurs comme facteurs qui pourraient contribuer au ralentissement de la décomposition de l'abondante litière

accumulée sous ces arbres (Djègo et Sinsin, 2006; Kunhamu et al., 2009). Il est probable que cela soit causé par l'interception des rayons lumineux par le couvert végétal, limitant le réchauffement du sol et ralentissant ainsi les activités des microorganismes. Certains auteurs précisent qu'*A. mangium* est efficace dans la régénération de la fertilité du sol, mais considèrent que son effet n'est significatif qu'au moins neuf ans après leur plantation, et ce, en raison du lent taux de décomposition de sa litière (Kunhamu et al., 2009; Cardoso et al., 2013; Kachaka et al., 2021).

4.3. Stocks de C dans le système sol-plante

Les résultats sur les changements absolus de C stockés dans le sol (ΔC_s , Éq. 13) à la suite de la plantation des forêts énergétiques montrent des gains de 16 Mg C ha⁻¹ dans les sols à forte teneur en argile contre des pertes de 11 Mg C ha⁻¹ et 3 Mg C ha⁻¹ dans les sols à teneur moyenne et faible, respectivement. Ces résultats pourraient s'expliquer par la teneur en argile et la stabilité des agrégats des sols argileux (Marone et al., 2017). En effet, la présence d'agrégats stables et la teneur en argile du sol jouent un rôle important dans le stockage du C du sol (Olchin et al., 2008; Gupta et al., 2009). Le C que contiennent les sols à forte teneur en argile est mieux protégé physiquement par les agrégats, donc serait plus stable que celui qui se trouve dans les sols à teneur moyenne et faible, respectivement (Razafimbelo et al., 2010). Certains auteurs évoquent des liens positifs entre la présence d'agrégats stables, la concentration en C du sol et la teneur en argile (Takimoto et al., 2008; Razafimbelo et al., 2010; Marone et al., 2017). En effet, les agrégats protègent le C par occlusion contre la dégradation des microorganismes et cette protection dépend de la nature de minéraux argileux présents dans le sol; ainsi, plus la surface spécifique des minéraux est importante, plus ils adsorbent de C et d'N (Hassink, 1997; Balesdent et al., 2000;

Shrestha et al., 2007). Toutefois, il est possible que ces pertes de C observées dans les sols à moyenne et faible teneur en argile soient à court terme, et causées par de légères perturbations des sites lors de la mise en place des forêts énergétiques; brisant ainsi les agrégats et libérant le C (Six et al., 2002). Le C est moins stable et moins protégé dans les sols où la teneur en argile est moins élevée à cause de leur structure particulière et de leur faible quantité d'agrégats, induisant ainsi des pertes de C plus élevées (Serpantié et Ouattara, 2001; Marone et al., 2017). Ceci expliquerait pourquoi les sols à teneur moyenne et faible ont perdu du C contrairement aux sols riches en argile. En effet, dans les sols argileux, la présence d'agrégats stables implique une lente minéralisation de la matière organique, alors que dans les sols à texture grossière (faible teneur en argile), la biodégradation de la matière organique devrait être plus importante et son taux de minéralisation plus élevée (Christensen, 2002). Ces facteurs seraient entre autres ceux qui expliqueraient pourquoi dans les changements absolus de C stockés dans le sol, des gains sont observés pour ceux qui sont à forte teneur en argile contre des pertes pour ceux qui sont à moyenne et faible teneur en argile, respectivement.

Nos résultats montrent aussi des gains de $1.68 \text{ Mg C ha}^{-1}$ dans les sols sous *Leucena* contre des pertes de $3.88 \text{ Mg C ha}^{-1}$ et $8.85 \text{ Mg C ha}^{-1}$ dans les sols sous *Acacia* et *Prosopis*, respectivement. Ces différences pourraient s'expliquer par le fait que *L. leucecephala* aurait utilisé d'autres stratégies de croissances en condition de sécheresse et de ressources limitées comme énoncé à la section 4.2. Tel qu'a démontré Bertrand (2009), dans les conditions de sécheresse, cette espèce réduit les stomates (surface foliaire) pour limiter la transpiration et préserver la réserve utile du sol, cette dernière étant la quantité d'eau maximale que peut contenir le sol et que la plante peut utiliser. Ainsi, cette espèce survit par évitement de la sécheresse dès l'abaissement du potentiel hydrique du sol. Dans leur étude sur la sélection d'espèces de *Leucena* pour la reforestation et l'amélioration de la qualité des sols dégradés,

Goel et Behl (2002) ont démontré de gains significatifs de C dans les sols sous couvert de *L. leucocephala*. Toutefois, comme nous l'avons mentionné plus haut, il semble que cette espèce a une stratégie de croissance différente qui s'accroît sur la conservation des ressources, s'investissant davantage dans le sol. Ainsi, les gains de C dans le sol sous cette espèce pourraient être associés à des propriétés de son système racinaire. Cependant, des travaux sur les traits racinaires de cette espèce sont requis pour approfondir cette question et tester cette hypothèse.

Le calcul du changement absolu de C dans le système sol + plante (ΔC_{S+P} , Éq. 14) montre des gains en C de l'ordre de 2 et 4 Mg de C ha⁻¹ sous *A. mangium* et *L. leucocephala*, respectivement, alors que des pertes en C de l'ordre de 4 Mg C ha⁻¹ sont observées sous l'espèce *P. juliflora* (Fig. 4a). Nos résultats montrent aussi des gains importants dans le système sol + plante équivalents à 20 Mg C ha⁻¹ dans les sols à forte teneur en argile comparativement aux sols dont la teneur est moyenne et faible (Fig. 4b). Il n'est pas surprenant d'avoir ces résultats, étant donné que le stock de C de la biomasse totale des arbres représente un gain net. En calculant le changement absolu de C dans le système sol + plante, cela ne fait qu'augmenter les stocks du système. Autrement dit, l'équation 14 pourrait s'écrire comme étant la somme de la différence des stocks de C des sols mesurés entre 2021 et 2018 à laquelle on ajoute les stocks de C de la biomasse totale. Ainsi, les mêmes explications données concernant l'influence de la teneur en argile des sols et celle des espèces sur les changements absolus de C stockés dans le sol sont valables pour les changements absolus dans le système sol + plante. Dans le contexte des changements climatiques actuels, les espèces *A. mangium* et *L. leucocephala* se sont révélés prometteuses pour stocker du C dans les sols dégradés en Haïti. Toutefois, il serait important d'approfondir les recherches sur les caractéristiques des racines de ces espèces dans le but de comprendre leurs stratégies de croissance et leurs influences sur le sol.

5. Conclusion

Cette étude montre qu'*A. mangium* stocke plus de C dans sa biomasse totale et confirme l'hypothèse (1), tandis que le *L. leucocephala* stocke davantage de C et d'N dans le sol et rejette l'hypothèse (2). La quantité de C stocké dans la biomasse totale était plus élevée dans les sols à forte teneur en argile, mais comme cet effet n'est pas statistiquement significatif, nous ne sommes pas en mesure de confirmer notre hypothèse (3). Et enfin, l'hypothèse (4) a été confirmée par le fait les concentrations et les stocks de C et d'N ont été plus importants dans les sols dont la teneur en argile est plus importante. En ce qui concerne les changements absolus de C stockés dans le sol, des gains de 16 Mg C ha⁻¹ ont été observés dans les sols à forte teneur en argile contre des pertes de 11 Mg C ha⁻¹ et 3 Mg C ha⁻¹ dans ceux à teneur moyenne et faible, respectivement. Les résultats ont montré aussi des gains de 1.68 Mg C ha⁻¹ dans les sols sous *Leucena* contre des pertes de 3.88 Mg C ha⁻¹ et 8.85 Mg C ha⁻¹ dans les sols sous *Acacia* et *Prosopis*, respectivement. En considérant les changements absolus de C dans le système + plante, des gains en C de l'ordre de 2 et 4 Mg de C ha⁻¹ ont été observés sous *A. mangium* et *L. leucocephala*, respectivement, alors que des pertes en C de l'ordre de 4 Mg C ha⁻¹ sont observées sous l'espèce *P. juliflora*. Nos résultats montrent aussi que des gains de l'ordre de 20 Mg C ha⁻¹ ont été observés dans les sols riches en argile comparativement aux sols dont la teneur en argile est moyenne et faible.

De ces résultats, deux orientations émergent. D'abord, il est important de prendre en compte l'espèce *L. leucocephala* non seulement dans le but de stocker du C, mais aussi afin de reconstituer la fertilité des sols dégradés. L'utilisation de cette espèce est une pratique biologique fort utile dans un contexte où la fertilisation chimique est extrêmement coûteuse et n'est pas à la portée des petits producteurs. Ensuite, les recherches futures devraient se focaliser sur le suivi du C dans le temps afin d'évaluer la dynamique. C'est aussi le cas en ce qui concerne l'évaluation des traits des

racines en vue de connaître les stratégies de croissance des trois espèces étudiées ainsi que leurs influences sur le sol. Éventuellement, il serait souhaitable d'étudier certaines fractions du sol dans le but de déterminer l'influence de ces espèces sur les formes labile et stable du C et de l'N dans les horizons de sol. Toutefois, notre projet était limité à 0-20 cm de profondeur et certaines questions restent encore sans réponse. Qu'en est-il de l'horizon sous les 20 premiers centimètres; est-ce aussi *L. leucocephala* qui stocke davantage de C et d'N plus en profondeur? Et qu'en est-il de la stabilité de ces éléments; est-ce que les espèces influencent la répartition du C et de l'N dans les différentes fractions de la matière organique du sol? Des travaux futurs seront requis pour répondre à ces questions.

Tableau 1 : Localisation et caractéristiques des terrains et des sols avant la plantation des forêts énergétiques en 2018

Site	Forêt	Latitude (Nord)	Longitude (Ouest)	Exp [#] -	Pente (%)	Sable ----- (g kg ⁻¹) -----	Limon	Argile	pH	[C] [†] --- (g kg ⁻¹) ---	[N] [†] ---	C _{ST-w} [†] -- (Mg ha ⁻¹) --	N _{ST-w} [†]
Bernard	FE – 1	19.476359	72.043133	N	35	679	279	41	5.44	8.1	0.75	19.4	1.80
	FE – 2	19.476422	72.043038	S	45	714	226	59	5.73	8.4	0.81	16.8	1.63
Canal	FE – 3	19.481389	72.042267	SW	45	591	237	173	5.79	5.7	0.57	11.8	1.18
	FE – 4	19.481282	72.042022	NE	75	659	234	106	5.78	7.2	0.67	16.1	1.52
Cacorne	FE – 5	19.487191	72.046361	NE	60	699	206	95	5.61	9.5	0.79	22.0	1.81
	FE – 6	19.487204	72.046318	SE	45	512	314	174	5.61	6.2	0.58	15.4	1.45
Dufort	FE – 7	19.486802	71.875547	N	45	592	253	155	4.77	13.0	1.25	31.6	3.06
	FE – 8	19.486609	71.875649	S	55	512	326	161	4.96	15.6	1.50	36.5	3.52
Fouquette	FE – 9	19.586763	72.084998	E	45	628	284	88	4.73	7.5	0.65	18.7	1.64
	FE – 10	19.481397	72.042257	W	45	700	225	75	5.19	5.9	0.51	17.2	1.47
Tecier	FE – 11	19.598799	72.092716	W	35	601	264	135	5.57	8.2	0.79	20.1	1.92
	FE – 12	19.599042	72.092629	E	35	689	226	84	5.70	6.3	0.59	15.2	1.40
Vachelvo-1	FE – 13	19.535658	71.877465	N	15	529	221	250	4.58	26.2	1.84	54.5	3.83
	FE – 14	19.535350	71.871626	S	15	575	249	177	4.64	20.1	1.52	49.0	3.70
Vachelvo-2	FE – 15	19.535673	72.077508	NE	15	308	166	526	4.98	14.9	1.44	29.3	2.82
	FE – 16	19.535453	72.071720	SE	15	267	151	581	3.72	14.6	1.16	28.7	2.29
Wasambeck-R	FE – 17	19.584863	72.097348	W	30	647	234	119	5.33	4.5	0.50	11.8	1.31
	FE – 18	19.584943	72.097073	E	25	722	217	61	5.05	3.3	0.38	9.2	1.04
Wasambeck-M	FE – 19	19.585753	72.098509	E	30	601	269	129	5.35	5.9	0.55	8.4	0.78
	FE – 20	19.585828	72.098966	W	30	650	185	165	4.70	5.8	0.46	10.0	0.83

[#] Exp. = exposition, N = nord, S = sud, SW = sud-ouest, NE = nord-est, SE = sud-est, E = est, W = ouest. [†] [C ou N] = Concentration en C ou N (voir équation 10). [†]

C_{ST-w} ou N_{ST-w} = Stocks de C ou N (0-20 cm) pondéré (voir équation 12).

Tableau 2: Proportion (%) des espèces retrouvées dans les forêts énergétiques (FE) et nombre d'arbres échantillonnés par espèce (N) en 2021 dans les 20 forêts étudiées.

Site	Forêt	<i>A. mangium</i>		<i>P. juliflora</i>		<i>L. leucocephala</i>	
		Proportion (%)	N	Proportion (%)	N	Proportion (%)	N
Bernard	FE – 1	100	12	0	0	0	0
	FE – 2	83	10	8.5	1	8.5	1
Canal	FE – 3	100	12	0	0	0	0
	FE – 4	100	12	0	0	0	0
Cacorne	FE – 5	100	7	0	0	0	0
	FE – 6	80	4	20	1	0	0
Dufort	FE – 7	100	12	0	0	0	0
	FE – 8	33	4	33	4	33	4
Fouquette	FE – 9	100	12	0	0	0	0
	FE – 10	100	12	0	0	0	0
Tecier	FE – 11	100	12	0	0	0	0
	FE – 12	67	8	0	0	33	4
Vachelvo (1)	FE – 13	0	-	0	0	100	12
	FE – 14	100	12	0	0	0	0
Vachelvo (2)	FE – 15	100	12	0	0	0	0
	FE – 16	67	8	0	0	33	4
Wasambeck (R)	FE – 17	0	-	0	0	100	12
	FE – 18	33	4	33	4	33	4
Wasambeck (M)	FE – 19	100	12	0	0	0	0
	FE – 20	100	12	0	0	0	0

Tableau 3: Moyennes (et erreur-types) des stocks de carbone dans la biomasse aérienne et racinaire des arbres 18 mois après leur plantation selon la teneur en argile du sol en Haïti.

Teneur en argile (<2 µm)	N [†]	Biomasse aérienne (BA)	Biomasse racinaire (BR)
		(Mg C ha ⁻¹)	(Mg C ha ⁻¹)
Faible (<12.5 %)	101	1.90 (0.15) a*	0.77 (0.05) a
Moyenne (≥12.5 % et <25 %)	91	2.04 (0.20) a	0.82 (0.07) a
Riche (≥25 %)	36	2.54 (0.44) a	0.98 (0.15) a

[†] N = nombre d'échantillons pour chacune des catégories de teneur en argile utilisé pour l'analyse statistique. * Les teneurs en argiles dont la moyenne des stocks de C de la biomasse aérienne ou racinaire sont suivies de mêmes lettres alphabétiques ne diffèrent pas significativement les unes des autres ($P > 0.05$) selon le test LSD de Fisher.

Tableau 4: Moyennes (et erreurs-types) des concentrations en carbone (C) et azote (N) et rapports C/N des sols dont la teneur en argile diffère 18 mois après la plantation de forêts énergétiques en Haïti.

Teneur en argile (<2 µm)	N [†]	Concentration en C	Concentration en N	Rapport C/N
		(g C kg ⁻¹ sol)	(g N kg ⁻¹ sol)	-
Faible (<12.5 %)	101	6.13 (0.40) c*	0.52 (0.03) c	12.15 (0.21) b
Moyenne (≥12.5 % et <25 %)	91	8.82 (0.50) b	0.74 (0.04) b	12.45 (0.34) b
Riche (≥25 %)	36	23.04 (0.89) a	1.65 (0.06) a	14.29 (0.22) a

[†] N = nombre d'échantillons pour chacune des catégories de teneur en argile utilisé pour l'analyse statistique. * Les classes texturales dont les moyennes des concentrations en C et N ou du rapport C/N sont suivies d'une lettre identique ne sont pas significativement différentes ($P > 0.05$) les unes des autres selon le test de la plus petite différence significative (LSD) de Fisher.

Tableau 5: Moyennes (et erreur-types) des concentrations de carbone, d'azote et le rapport C/N des sols d'Haïti sous influence des espèces légumineuses, 18 mois après leurs plantations sur des sols dégradés.

Espèces	N [†]	Concentration en C	Concentration en N	Rapport C/N
		(g C kg ⁻¹ sol)	(g N kg ⁻¹ sol)	-
<i>A. mangium</i>	177	9.20 (0.48) b*	0.74 (0.03) b	12.60 (0.21) a
<i>L. leucocephala</i>	41	13.79 (1.65) a	1.04 (0.11) a	12.87 (0.35) a
<i>P. juliflora</i>	10	6.45 (0.90) b	0.60 (0.09) b	11.78 (0.53) a

[†] N = nombre d'échantillons pour chacune des espèces utilisées pour l'analyse statistique. * Les espèces dont les valeurs moyennes des concentrations C et N ainsi que du rapport C/N sont suivies de lettres identiques ne sont pas significativement différentes ($P > 0.05$) les unes des autres selon le test de la plus petite différence significative (LSD) de Fisher.

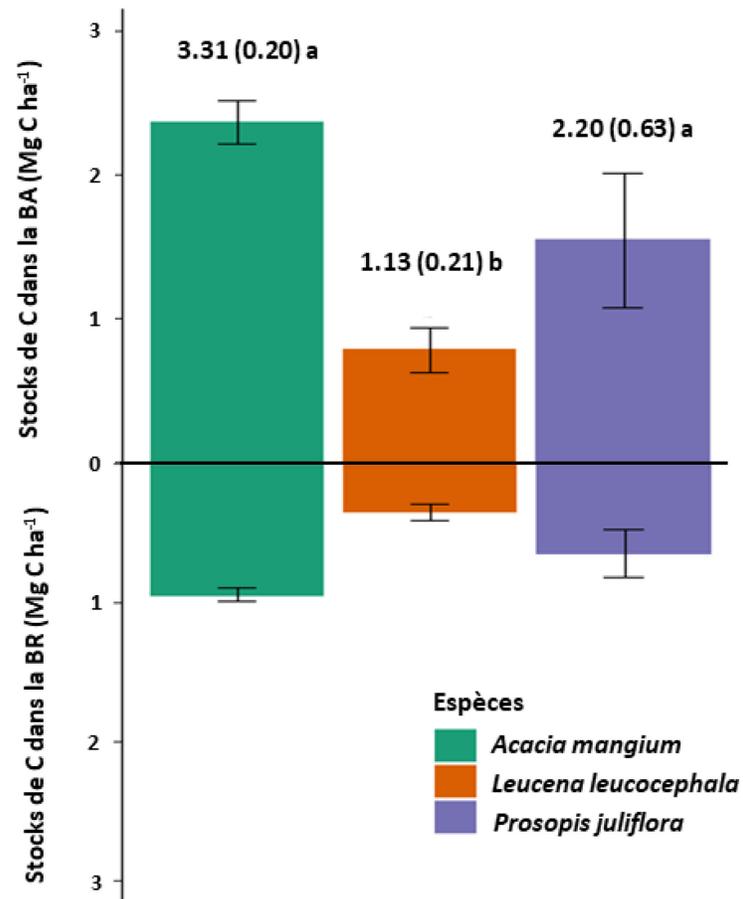


Figure 1: Stocks de C dans la biomasse des trois espèces (*A. mangium* = 177 échantillons; *L. leucocephala* = 41 échantillons; *P. juliflora* = 10 échantillons) à l'étude 18 mois après la plantation des forêts énergétiques en Haïti. Les chiffres en haut des barres d'erreur représentent les moyennes (et erreur-types) des stocks de C dans la biomasse totale, soit la somme des stocks des biomasses aérienne (BA) et racinaire (BR). Les barres d'erreurs représentent l'erreur-type de la moyenne. Des lettres minuscules différentes indiquent des différences significatives ($P \leq 0.05$) entre les espèces selon le test de la plus petite différence significative (LSD) de Fisher.

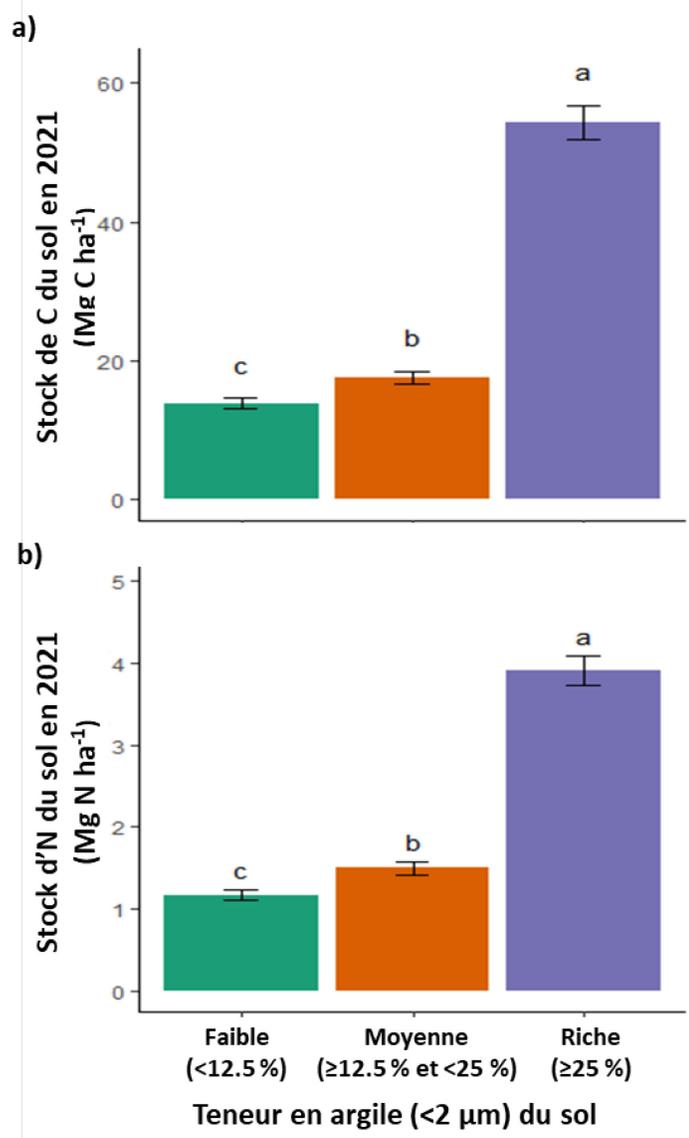


Figure 2: Stocks de carbone (C) (a) et d'azote (N) (b) dans le sol entre 0 et 20 cm de profondeur en fonction de la teneur en argile (faible = 101 échantillons; moyenne = 91 échantillons; riche = 36 échantillons) des sols trouvés sur les sites en 2021, soit 18 mois après la plantation des forêts énergétiques en Haïti. Les barres d'erreurs représentent l'erreur-type de la moyenne. Des lettres minuscules différentes indiquent des différences significatives ($P \leq 0.05$) entre les teneurs en argile selon le test de la plus petite différence significative (LSD) de Fisher.

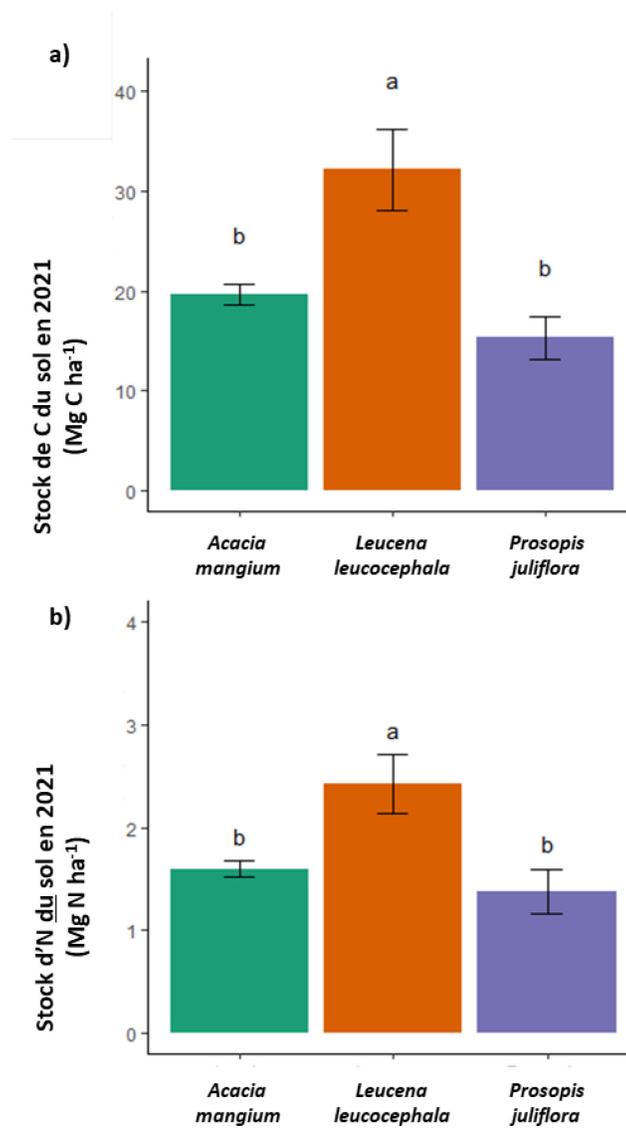


Figure 3: Stocks de carbone (C) (a) et d'azote (N) (b) dans le sol (entre 0 et- 20 cm) de profondeur sous les trois espèces (*A. mangium* = 177 échantillons; *L. leucocephala* = 41 échantillons; *P. juliflora* = 10 échantillons) en 2021, soit 18 mois après la plantation des forêts énergétiques en Haïti. Les barres d'erreurs représentent l'erreur-type de la moyenne. Des lettres minuscules différentes indiquent des différences significatives ($P \leq 0.05$) entre les espèces selon le test de la plus petite différence significative (LSD) de Fisher.

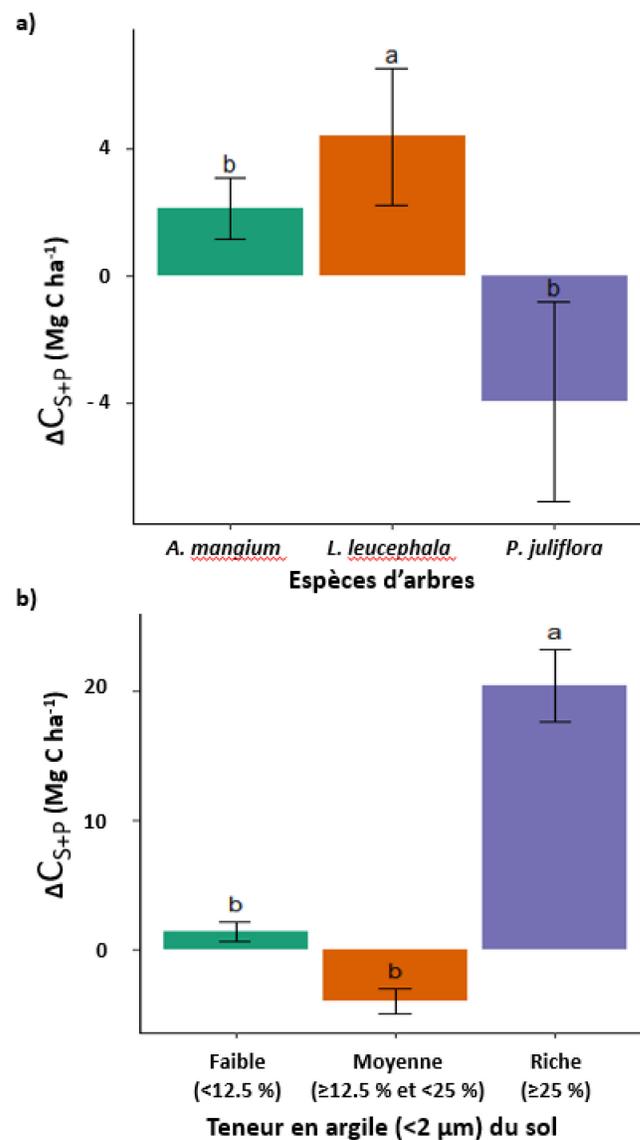


Figure 4: Changement absolu de C dans le système sol + plante en fonction des espèces (*A. mangium* = 177 échantillons; *L. leucocephala* = 41 échantillons; *P. juliflora* = 10 échantillons) (a) et de la teneur en argile (faible = 101 échantillons; moyenne = 91 échantillons; riche = 36 échantillons) des sols (b) 18 mois après la plantation des forêts énergétiques en Haïti. Les barres d'erreurs représentent l'erreur-type de la moyenne. Des lettres minuscules différentes indiquent des différences significatives ($P \leq 0.05$) entre les espèces ou les teneurs en argiles selon le test de la plus petite différence significative (LSD) de Fisher.

CHAPITRE III- CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1. Vérification des hypothèses

Les sols en Haïti sont très dégradés; le pays comporte environ 2% de couverture forestière. La mise en place de forêts énergétiques à base d'espèces d'arbres à croissance rapide et fixatrices d'N joue un rôle écologique et socio-économique majeur, permettant ainsi de stocker du C et enrichir le sol. Il est donc important d'étudier le rôle de ces espèces dans le stockage du C et la régénération de la fertilité des sols. Ce mémoire s'est inscrit dans ce contexte et focalise sur le potentiel de stockage du C dans la biomasse de trois espèces (*Acacia mangium*, *Leucaena leucocephala* et *Prosopis juliflora*) ainsi que le stockage du C et d'N dans sol sous celles-ci. Cette étude avait pour objectif d'évaluer dans quelles mesures des essences d'arbres fixatrices d'N₂ implantées sur des sols tropicaux dégradés en Haïti croissent rapidement et permettent, à court terme, de restaurer la fertilité des sols et stocker du C dans le sol et la biomasse.

Les stocks moyens de C et d'N du sol ainsi que le stock total de C du système sol + plante ont été significativement ($P = 0.0001$) influencés par la teneur en argile du sol dans l'ordre : riche ($\geq 25\%$) > moyenne (≥ 12.5) > faible ($< 12.5\%$). De plus, les stocks de C et d'N étaient significativement ($P = 0.0001$) plus importants dans les sols sous *L. leucocephala*. Toutefois, l'*A. mangium* a stocké significativement ($P = 0.0001$) plus de C dans sa biomasse que les deux autres espèces. Les concentrations et les stocks de C et d'N ont été plus élevés dans les sols sous *L. leucocephala* que ceux sous les deux autres espèces. Néanmoins, le stock total de C du système sol + plante était plus élevé sous *L. leucocephala* (i.e., 33 Mg C ha⁻¹) qu'*A. mangium* (i.e., 22 Mg

C ha⁻¹) et *P. juliflora* (i.e., 17 Mg C ha⁻¹). Des gains de C ont été aussi enregistrés dans les sols à forte teneur en argile contre ceux dont la teneur est moyenne et faible. Ainsi, nos hypothèses (1) et (4) ont été vérifiées, tandis que les hypothèses (2) et (3) ont été rejetées.

3.2. Limite de l'étude et orientations de recherches

Cette étude constitue un référentiel sur le potentiel de stockage du C et d'N des arbres fixateurs d'N₂ dans les sols dégradés d'Haïti. La connaissance des quantités de C et N stockées entre 0 et 20 cm de profondeur dans le sol par ces trois espèces ne donne toutefois pas d'information sur les stocks de ces éléments au-delà de cette profondeur. Or, les quantités de C et N stockées dans les horizons plus profonds du sol pourraient donner des renseignements supplémentaires sur le potentiel de chaque espèce à stocker du C et de l'N dans l'ensemble du profil de sol. Ces informations pourraient aussi nous renseigner sur la répartition des stocks de C et N entre les horizons superficiels et profonds du sol, le C et l'N étant habituellement plus stables en profondeur. Ces renseignements pourraient aider à choisir des espèces pour planter des forêts énergétiques durables lors de la reforestation des terres dégradées.

Les recherches futures devraient s'accentuer sur l'étude des traits et des variations intraspécifiques qui pourraient nous renseigner sur le comportement de ces espèces dans un milieu comme Haïti où les ressources sont limitées. Le suivi de la dynamique du C dans le temps devrait aussi être pris en compte dans le but d'évaluer l'apport durable de chaque espèce à la fertilité du sol et la réduction des gaz à effet de serre.

REFERENCES

- Afrifa, A.B. 2013.** Assesment of decomposition rate of *Acacia mangium* litter for rehabilitating degraded mined sites. Agriculture and Biology Journal of North America, 4 (3):280–283.
- Almaraz-Abarca, N., da Graça Campos, M., Ávila-Reyes, J.A., Nestor, N-J., Jesús Herrera, C., Laura Silvia, G-V. 2007.** Antioxidant activity of polyphenolic extract of monofloral honeybee-collected pollen from mesquite (*Prosopis juliflora*, Leguminosae). Journal of Food Composition and Analysis, 20:119–124.
- Ammiche, T., Ait Taleb, A. 2016.** Influence à court terme de type de végétation et du travail du sol sur le stock de carbone : cas d'une plaine agricole du nord de l'Algérie. Memoire de Master, Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou, Algérie. 75p.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M. 2000.** Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. Soil and Tillage Research, 53: 215-230.
- Benbrahim, K.F., Berrada, H., El Ghachtouli, N., Ismaili, M. 2014.** Les acacias : des plantes fixatrices d'azote prometteuses pour le développement durable des zones arides et semi-arides. International Journal of Innovation and Applied Studies, 8:46–58.
- Bengough, A.G., McKenzie, B.M., Hallett, P.D., Valentine, T.A. 2011.** Root elongation, water stress, and mechanical impedance: A review of limiting stresses and beneficial root tip traits. Journal of Experimental Botany, 62:59–68.
- Bernhard-Reversat, F., Diangana, D., Tsatsa, M. 1993.** Biomasse, minéralomasse

et productivité en plantation d'*Acacia mangium* et *A. auriculiformis* au Congo. Bois et Forêts des Tropiques, 238:35–44.

- Bertrand, G. 2009.** Caractérisation des réponses adaptatives à la contrainte hydrique dans le Sud-Est de l'Amazonie chez trois espèces fourragères cultivées en monoculture et en association : *Brachiaria brizantha*, *Leucaena leucocephala* et *Arachis pintoï*. Thèse de doctorat, Université Paris-Est, France. 202 p.
- Bini, D., Dos Santos, C.A., Bouillet, J-P., de Morais Gonçalves, J.L., Nogueira Cardoso, E.J.B. 2013.** *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in monoculture and intercropped plantations: Evolution of soil and litter microbial and chemical attributes during early stages of plant development. Applied Soil Ecology, 63:57–66.
- Blanco-Canqui, H., Lal, R., 2004.** Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. Critical Reviews in Plant Sciences, 23:481–504.
- Boka, M., Niang, I., Nyong, A., Vogel, C., Githeko, A., Medany, M., Osman-Elasha, B., Tabo, R. et Yanda, P. 2007.** Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Parry, M. L, Canziani, J. P., Palutikof, P. J., Van der Linden, P. J. et Hanson, C. E. (Eds). Cambridge University Press, United Kingdom. 433-567 Pp.
- Brown, C. et Crawford, A. 2009.** Changements climatiques et sécurité en Afrique. Une étude réalisée pour le forum des ministres des Affaires étrangères d'Afrique du Nord. Institut International du Développement Durable (IID), Winnipeg, Canada. 30 p.
- Cairns M.A., Helmer E.H., Baumgardner G.A. 1997.** Root biomass allocation in the world's upland forests. Oecologia, 111:1–11
- CCNUCC, 2006.** Revised simplified baseline and monitoring methodologies for selected small-scale afforestation and reforestation project activities under the clean development mechanism. Ar-AMS00001/version 03, Sectoral scope 1423.

http://cdm.unfccc.int/filestorage/CDMWF_AM (visité le 12 avril 2023).

- CCNUCC, 2007. Report of the conference of parties on its thirteenth session, held on Bali, from 3 to 15 December 2007, Indonesia. 33 p.
- Chave, J., Andalo, C., Brun, Cairns, M.A., Chambres J.Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.-P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riera, B., Yamakura, T. 2005.** Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145:87–99.
- Chave, J., Rierat, B., Dubois, M. 2001.** Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana : Spatial and temporal variability. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 79–96.
- Christensen, B.T. 2002.** Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 52:345–353.
- Christie, S.I., Scholes, R.J. 1995.** Carbon storage in eucalyptus and pine plantations in South Africa. *Environmental Monitoring Assessment*, 38:231–241.
- CIAT. 2010.** Objectifs et strategies territoriales pour la reconstruction republique : la spirale de la vulnérabilité, rapport synthèse. Comité Interministériel d'Aménagement du Territoire (CIAT), Haïti . 13 p.
- Coelho, S.R.F., Gonçalves, J.L.M., Mello, S.L.M., Eduardo Vinícius, S., Jean-Paul L., 2007.** Crescimento, nutrição e fixação biológica de nitrogênio em plantios mistos de eucalipto e leguminosas arbóreas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42:759–768.
- Coleman, J., McConnaughay, K.D.M., Ackerly, D.D. 1994.** Interpreting phenotypic variation in plants. *Trends Ecology & Evolution*, 9:187–191
- Cotrufo, M.F., Lavellee, J.M. 2022.** Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. *Advances in Agronomy*, 172:1–66.

- Cotrufo, M.F., Matthew, D. W., Claudia, M. B., Karolien, D., Eldor, P. 2013.** The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19:988–995.
- Cuong, L.V., Sang, T.V., Bolanle-Ojo, O.T., Bao, T.Q., Ngoan, T.T., Tuan, N.T., Hung, N.X., Long, L.V., Duong, D.T.T., Phu, N.V. 2022.** Soil nitrogen content and storage in age sequence *Acacia mangium* plantations in the southeastern region of Vietnam. *Malaysian Journal of Soil Science*, 26:120–132
- Derrien, D., Dignac, M-F., Basile-Doelsch, I., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T., Freschet, G. T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., Lashermes, G., Maron, P-A., Nunan, N., Roumet, C., Barré, P. 2016.** Stocker du C dans les sols : Quels mécanismes, quelles pratiques agricoles, quels indicateurs ? *Etude et Gestion des Sols*, 23:193–224.
- Djègo J., Sinsin B. 2006.** Impact des espèces exotiques plantées sur la diversité spécifique des phytocénoses de leur sous-bois. *Systematics and Geography of Plants*, 76:191–209
- Dumanski, J. 2004.** Carbon sequestration, soil conservation, and the Kyoto protocol: Summary of implications. *Climatic Change*, 65:255–261.
- Elke Jurandy Bran Nogueira, C., Rafael Leandro Figueiredo, V., Daniel, B., Marina Yumi Horta, M., Cristiane Alcantara, D.S., Paulo Roger Lopes, A., Alessandra Monteiro, P., André Shigueyoshi, N., Jamil de Moraes, P., Marco Antonio, N. 2013.** Soil health: Looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Sciencia Agricola*, 70 (4): 274–289.
- Franco A., Nobel P. 1989.** Effect of nurse plants on the microhabitat and growth of cacti. *Journal of Ecology*, 77: 870–886.
- Friedlingstein, P., O’Sullivan, M., Jones, MW. Bo, Z. 2022.** Global carbon budget 2022. *Earth System Science Data* 14:4811–4900.

- Garg, V.K., Jain, R.K. 1992.** Influence of fuelwood trees on sodic soils. *Canadian Journal of Forest Research*, 22:729–735.
- GIEC, 2022.** Summary for Policymakers: Climate Change 2022 Impacts, Adaptation and Vulnerability_Working Group II contribution to the Sixth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. GIEC, 3068 p.
- GIEC, 2007.** Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de rédaction principale, Pachauri, R. K. et Reisinger, A.]. GIEC, Suisse, 103 p.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W. 2002.** Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - A review. *Biology and Fertility of Soils*, 35:219–230.
- Goel, V.L., Behl, H.M. 2002.** Selection of *Leucaena* species for afforestation and amelioration of sodic soils. *Land Degradation & Development*, 13:387–393.
- Guerrero-Ramírez, N.R., Mommer, L., Freschet, G.T., Alexandra, W. 2021.** Global root traits (GRooT) database. *Global Ecology Biogeography*, 30:25–37.
- Gupta, N., Kukal, S.S., Bawa, S.S., Dhaliwal, G.S. 2009.** Soil organic carbon and aggregation under poplar based agroforestry system in relation to tree age and soil type. *Agroforestry Systems*, 76:27–35.
- Harmand, J-M., Forkong Njiti, C., Bernhard-Reversat, F., Robert, O., Régis, P. 2018.** Effets de jachères agroforestières sur la réhabilitation et la productivité de sols ferrugineux tropicaux des savanes soudaniennes du Nord-Cameroun. Dans: Roose, E (dir.) *Restauration de la productivité des sols tropicaux et méditerranéens. Contribution à l'agroécologie*, IRD Éditions, Marseille, France, Chapitre 8, p. 117 - 126.
- Hassink, J. 1997.** The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191:77–87.
- Henry M., Picard N., Trotta, C., Manley, R. J., Valentini, R., Bernoux, M. et**

- Saint-André, L. 2011.** Estimating tree biomass of Sub-Saharan African forest: A review of available allometric equations. *Silva Fennica*, 45(3B): 477-569.
- Hufty, A. (2001).** Introduction à la climatologie. Presses de l'Université Laval, Québec, Canada, 531 p.
- Institut Haïtien de Statistique et d'Informatique (IHSI) (2022).** Estimation de la population. [En ligne] <https://ihsi.ayiti.digital>. consulté le 23 Nov 2022.
- Jacques, G. et Saugier, B. 2008.** Les puits de carbone, Editions Tec & Doc, Lavoisier, Paris, 171 p.
- Kachaka, E.Y. (2014).** Carbone stocké dans un essai de provenances d'*Acacia mangium* à Ibi Village sur le plateau des Batéké en République Démocratique du Congo. Mémoire de maîtrise, Université Laval, 111 p.
- Kachaka, E.Y, Poirier, V., Munson, A.D., Khasa, D.P. 2021.** Evaluation of an *Acacia mangium* provenance trial after seven years, on the Ibi - Batéké Plateau, Democratic Republic of the Congo. *Tropicultura*, 39:1–17.
- Khasa, P.D., Li, P., Vallé, G., Magnussen, S. and Bousquet, J. 1995.** Early evaluation of *Racosperma auriculiforme* and *R. mangium* provenance trials on four sites in Zaire. *Forest Ecology and Management* 78 (1): 99–113.
- Kirby, K. R. et Potvin, C. 2007.** Variation in carbon storage among tree species: Implications for the management of a small-scale carbon sink project. *Forest Ecology and Management*, 246: 208–221.
- Knicker, H. 2011.** Soil organic N - An under-rated player for C sequestration in soils? *Soil Biology and Biochemistry*, 43:1118–1129.
- Kooke, G.X., Ali, R.K.F.M., Djossou, J-M., Toko Imorou, I. 2019.** Estimation du stock de carbone organique dans les plantations de *Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth. des forêts classées de Pahou et de Ouèdo au Sud du Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13:277-293.
- Koutika, L.S., Richardson, D.M. 2019.** *Acacia mangium* Willd: Benefits and threats associated with its increasing use around the world. *Forest Ecosystems*, 6:1–13.

- Kramer, M.G., Chadwick, O.A. 2018.** Climate-driven thresholds in reactive mineral retention of soil carbon at the global scale. *Nature Climate Change*, 8:1104–1108.
- Kroetsch, D., Wang, C. 2008.** Particle size distribution. Dans: Carter, M.R et Gregorich, E.G. (dir.) *Soil sampling and methods of analysis*. Second edition. Canadian society of soil science, CRC Press, Boca Raton, Floride, États-Unis, Chapitre 55.
- Kunhamu, T.K., Kumar, B.M., Viswanath, S. 2009.** Does thinning affect litterfall, litter decomposition, and associated nutrient release in *Acacia mangium* stands of Kerala in peninsular India? *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 792–801.
- Laclau, J.P., Bouillet, J.P., Gonçalves, J.L.M., Moreira, M.Z., Trivelin, P.C.O., Jourdan, C., Silva, E.V., Piccolo, M.C., Tsai, S.M., Galiana, A. 2008.** Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil. 1. Growth dynamics and aboveground net primary production. *Forest Ecology and Management*, 255:3918–3930.
- Lal, R., Negassa, W., Lorenz, K. 2015.** Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 15:79–86.
- Legay, M., Musch, B., Pousse, N., Claudine, R. 2020.** Comment l’Office national des forêts anticipe les effets du changement climatique? *Sciences Eaux et Territoires*, 33:28–35.
- Lewis, S.L., Phillips, O.L., Sheil, D., Martínez, R.V. 2004.** Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: Calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *Journal of Ecology*, 92:929–944.
- Lin, Y.H., Lee, P.C., Menyailo, O.V., Cheng, C.H. 2021.** Changes in soil organic carbon concentration and stock after forest regeneration of agricultural fields in Taiwan. *Forests*, 12:1–12.
- Locatelli, B. 2010.** Local, global: intégrer atténuation et adaptation. *Forêt et*

changement climatique, 3:1–5.

- Locatelli, B., Loisel, C. 2002.** Changement climatique : la vérité est-elle au fond du puits? Une analyse des controverses sur les puits de carbone. *Natures Sciences et Sociétés*, 10:7–19.
- López, S.D.M., Arturi, M.F., Goya, J.F., Pérez, CA., Frangi, J.L. 2018.** *Eucalyptus grandis* plantations: effects of management on soil carbon, nutrient contents and yields. *Journal of Forestry Research*, 31:601–611.
- Maodo, E.H.B. 2008.** Etude des propriétés biomécaniques et de la capacité de vie symbiotique des racines d'arbres d'*Acacia senegal* Willd et de *Prosopis juliflora* DC. Thèse de doctorat, Université Bordeaux I, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal. 122 p.
- Marone, D., Poirier, V., Coyea, M., Olivier, A., Munson, A.D. 2017.** Carbon storage in agroforestry systems in the semi-arid zone of Niayes, Senegal. *Agroforestry Systems*, 91:941–954.
- Marrien, J-N., Mallet, B. 2004.** Nouvelles perspectives pour les plantations forestières en Afrique centrale. *Bois et Forêts des Tropiques*, 282:67–79.
- Minasny, B., Arrouays, D., McBratney, A.B., Winowiecki, L. 2017.** Rejoinder to comments on Minasny et al., 2017 Soil carbon 4 per mille Geoderma 292, 59–86. *Geoderma*, 309:124–129.
- Ministère de l'Agriculture, des Ressources Naturelles et du Développement Rural (MARNDR). 2011.** Politique de développement agricole 2010 - 2025, Rapport de synthèse. MARNDR, 28 p.
- Montagnini, F. et Nair, P. K. R. 2004.** Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61:281–295.
- N'Dayegamiye, A., Giroux, M., Gaseer, M.O. 2007.** La contribution en azote du sol reliée à la minéralisation de la MO : facteurs climatiques et régies agricoles influençant les taux de minéralisation d'azote. Actes du Colloque sur l'azote.

Ordre des agronomes du Québec (OAQ), Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), 11 p.

- Nair, P. K. R., Kumar, B. M. et Nair, V. D. 2009.** Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Sciences*, 172: 10-23.
- Nehdi, I.A., Sbihi, H., Tan, C.P., Al-Resayes, S.I. 2014.** *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit seed oil: Characterization and uses. *Industrial Crops and Products*, 52:582–587.
- Niiyama, K., Kajimoto, T., Matsuura, Y., Yamashita, T., Matsuo, N., Yashiro, Y., Ripin, A., Kassim, A.R., Noor, N.S. 2010.** Estimation of root biomass based on excavation of individual root systems in a primary dipterocarp forest in Pasoh Forest Reserve, Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*, 26:271–284.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), 2022.** Trends in atmospheric carbon dioxide. <https://gml.noaa.gov/ccgg/trends/> (consulté le 13 avril 2023).
- Norisada, M., Hitsuma, G., Kuroda, K., Yamanoshita, T., Masumori, M., Tange, T., Yagi, H., Nuyim, T., Sasaki, S., Kojima, K. 2005.** *Acacia mangium*, a nurse tree candidate for reforestation on degraded sandy soils in the Malay Peninsula. *Forest Science*, 51:498–510.
- Normaniza, O., Faisal, H.A., Barakbah, S.S. 2008.** Engineering properties of *Leucaena leucocephala* for prevention of slope failure. *Ecological Engineering*, 32:215–221.
- Nurul Asyiqin Abu, B., Amirul Anwar, S., Kian Huat, O., Roland Jui Heng, K. 2022.** Evaluation of carbon stock, nitrogen, and phosphorus contents in forest soil and litter at Bintulu's *Acacia mangium* chronosequence age stand plantation, Sarawak, Malaysia. *Pertanika Journal Tropical Agricultural Science*, 45 (4):1069–1093.
- Oades, J.M. 1988.** The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5:35–

70.

- Olchin, G. P., Ogle, S., Frey, S. D., Filley, T. R., Paustian, K. et Six, J. 2008.** Residue carbon stabilization in soil aggregates of no-till and tillage Management of dryland cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 72 (2): 507–513.
- Oumar, B., Mathieu, A.A., Brahim, C., Dossahoua, T. 2007.** Carbon storage in biomass and soils of four Australian *Acacia* stands of Anguedou Station (South-East of Cote D'ivoire). *European Journal Science Research*, 19:25–37.
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Hayes, D. 2011.** A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333:988–993.
- Papaud, A. et Poisson, A. 1985.** Le cycle du carbone et sa perturbation par les activités humaines : un aperçu du problème. *Oceanologica Acta*, 8 (2): 133–145.
- Paustian, K., Lehmann, J., Ogle, S., Reay, D., Robertson, G.P., Smith, P. 2016.** Climate-smart soils. *Nature* 532:49–57.
- Penman, J., Gytarsky, M., Hirashi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Milwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F., 2003.** Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Methodology report. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa, Japan, 590 p.
- Planificateur, 2022a.** Département du Nord-Est (Haïti): Quand partir? <https://planificateur.a-contresens.net> (consulté le 11 Décembre 2022).
- Planificateur, 2022b.** Météo et climat département Nord-Est Haiti. <https://planificateur.a-contresens.net> (consulté le 5 Décembre 2022).
- Poeplau, C., Don, A., Six, J., Nieder, R. 2018.** Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry*, 125:10–26.
- Poorter, L., Van De Plassche, M., Willems, S., Boot, R.G.A. 2004.** Leaf traits and herbivory rates of tropical tree species differing in successional status. *Plant*

Biology, 6:746–754.

- Post, W.M., Kwon, K.C. 2000.** Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Global Change Biology*, 6:317–327.
- R Core Team, 2022.** R: A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing. <https://www.R-project.org> (consulté le 13 avril 2023).
- Razafimbelo, T., Albrech, A., Feller, C., Ravelojaona, H., Moussa, N., Razanamparany, C., Rakotoarinivo, C. Razafintsalama, H., Michellon, R., Naudin, K. et Rabeharisoa, L. 2010.** Stockage de carbone dans les sols sous systèmes de culture en semis direct sous couvert végétal (SCV) dans différents contextes pédoclimatiques à Madagascar. *Étude et Gestion des Sols*, 17 (2): 143–158.
- Robert, M., Saugier, B. 2003.** Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone. *Comptes Rendus - Geoscience*, 335:577–595.
- Rudolf, G. 1961.** Überarbeitete Neuausgabe von Geiger, R. : Köppen-Geiger / Klima der Erde. (Wandkarte 1:16 Mill.) – Klett-Perthes, Gotha.
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I. 2011.** Deep soil organic matter-a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant and Soil*, 338:143–158.
- Saha, S.K., Nair, P.K.R., Nair, V.D., Kumar, B.M. 2009.** Soil carbon stock in relation to plant diversity of homegardens in Kerala, India. *Agroforestry Systems*, 76:53–65.
- Schmidt, M., Torn, M., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D., Nannipieri, P., Rasse, D., Weiner, S., Trumbore, S., 2011.** Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478:49–56.
- Serpantié, G. et Ouatarra, B. 2001.** Fertilité et jachères en Afrique de l’Ouest. Dans: Florette Ch. et Pontanier R (dir.) *La jachère en Afrique tropicale*, John Libbey Eurotext, Paris, France, p. 21-83.

- Shapiro, S.S., Wilk, M.B. 1965.** An analysis of variance test for normality (Complete Samples). *Biometrika* 52:591–611
- Shrestha, B. M., Singh, B. R., Sitaula, B. K., Lal, R. et Bajracharya, R. M. 2007.** Soil aggregate- and particle-associated organic carbon under different land uses in nepal. *Soil Science Society of America Journal*, 71:1194-1203.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K. 2002.** Stabilization mechanisms of SOM implications for C saturation of soils. *Plant Soil*, 241:155–176
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., Doran, J.W. 1998.** Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 62:1367–1377.
- Takimoto, A., Nair V. D. et Nair, P. K. R. 2008.** Carbon stock and sequestration potential of traditional and improved agroforestry systems in the West African Sahel. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125: 159–166.
- Thompson, I.D., Baker, J.A., Ter-Mikaelian, M. 2003.** A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. *Forest Ecology and Management*, 177:441–469.
- Tiessen, H., Cuevas, E., Chacon, P. 1994.** The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature* 371:783–785.
- Tsayem, D.M. 2009.** Paradoxes conceptuels du développement durable et nouvelles initiatives de coopération Nord-Sud : le Mécanisme pour un Développement Propre. *European Journal of Geography – CyberGeo*, 443: 15-16.
- Valentini, S.G. 2007.** Évaluation de la séquestration du carbone dans des plantations agroforestières et des jachères issues d’une agriculture migratoire dans les territoires autochtones de Talamanca, au Costa Rica. Mémoire de Maîtrise, Université Laval, Québec, Canada, 140 p.
- Van Der Heijden, M.G.A., Bruin, S., Luckerhoff, L., Logtestijn, R.S.P., Schlaeppli, K. 2016.** A widespread plant-fungal-bacterial symbiosis promotes

plant biodiversity, plant nutrition and seedling recruitment. *ISME Journal*, 10:389–399.

Van Der Werf GR, Morton DC, Defries RS, Olivier, J. G. J., Kasibhatla, P. S., Jackson, R. B., Collatz, G. J., Randerson, J. T. 2009. CO₂ emissions from forest loss. *Nature Geoscience*, 2:737–738.

Vericel, G, Dubois, S., Duval, R., Flenet, F., Fontaine, L., Fourrié, L., Leclerc, B., Justes, E., Mary, B., Massad, R.S. 2018. Impact de l'introduction des légumineuses dans les systèmes de culture sur les émissions de protoxyde d'azote. *Innovations Agronomiques*, 63:211–229.

Wan Mohd, WR., Hamzah, K. A., Chew, T . K . 1989. A volume table for planted *Acacia mangium* in peninsular malaysia. *Journal of Tropical Forest Science*, 2:110–121.

Wang, B., Qiu, Y.L. 2006. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. *Mycorrhiza* 16:299–363.

Yamashita, N., Ohta, S., Hardjono, A. 2008. Soil changes induced by *Acacia mangium* plantation establishment: Comparison with secondary forest and Imperata cylindrica grassland soils in South Sumatra, Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 254:362–370.

Yamato, M., Okimori, Y., Wibowo, I.F., Anshori, S., Ogawa, M. 2006. Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52:489–495.

Yang, L., Liu, N., Ren, H., Wang, J. 2009. Facilitation by two exotic *Acacia*: *Acacia auriculiformis* and *Acacia mangium* as nurse plants in South China. *Forest Ecology and Management*, 257:1786–1793.