



HAL
open science

Influence de la gestion des résidus d'abattage sur les cycles biogéochimiques et la santé des sols dans des reimplantations d'hévéas en Côte d'Ivoire.

Thibaut Perron

► **To cite this version:**

Thibaut Perron. Influence de la gestion des résidus d'abattage sur les cycles biogéochimiques et la santé des sols dans des reimplantations d'hévéas en Côte d'Ivoire.. Science des sols. Montpellier SupAgro, 2022. Français. NNT : 2022NSAM0036 . tel-04266833

HAL Id: tel-04266833

<https://theses.hal.science/tel-04266833v1>

Submitted on 31 Oct 2023

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

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

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'INSTITUT AGRO MONTPELLIER ET DE L'UNIVERSITE DE MONTPELLIER

En Sciences Agronomiques

École doctorale GAIA – Biodiversité, Agriculture, Alimentation, Environnement, Terre, Eau
Portée par l'université de Montpellier

Unités de recherche Eco&Sols et ABSys

Influence de la gestion des résidus d'abattage sur les
cycles biogéochimiques et la santé des sols dans des
replantations d'hévéas en Côte d'Ivoire.

Présentée par Thibaut PERRON
Le 1^{er} décembre 2022

Sous la direction de Jean-Paul LACLAU
et Bruno RAPIDEL ainsi que l'encadrement de Louis MARESCHAL

Devant le jury composé de

Bruno DELVAUX, Professeur émérite, Université catholique de Louvain
Etienne DAMBRINE, Directeur de recherche, INRAE, Université Savoie Mont-Blanc
Isabelle BERTRAND, Directrice de recherche, INRAE
Laurent AUGUSTO, Directeur de recherche, INRAE
Philippe MALAGOLI, Maître de conférence (HDR), Université Clermont Auvergne
Jean-Paul LACLAU, Cadre scientifique, Cirad
Bruno RAPIDEL, Cadre scientifique, Cirad
Louis MARESCHAL, Cadre scientifique, Cirad
Frédéric FEDER, Cadre scientifique, Cirad

Rapporteur
Président du jury
Examinatrice
Examineur
Examineur
Directeur de thèse
Co-directeur de thèse
Encadrant de thèse
Invité



UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER

 L'INSTITUT
agro Montpellier

Remerciements

Ce manuscrit de thèse est l'aboutissement d'un travail personnel intense de 3 ans. Il est signé de mon nom mais il est le fruit d'un travail d'équipe. J'aimerais ici prendre le temps de remercier les personnes qui y ont contribué.

Mes premières pensées se dirigent vers mes encadrants : Jean-Paul Laclau, Bruno Rapidel et Louis Mareschal. Je suis conscient de la chance que j'ai eue d'avoir bénéficié de ces trois grands scientifiques au sein de mon encadrement. Lectrices et lecteurs, vous retrouverez leur expérience et leur expertise dans ce manuscrit. Merci Jean-Paul d'avoir accepté d'encadrer cette thèse malgré ton investissement parallèle dans les hautes fonctions du Cirad. Tes travaux précédents ont été comme des boussoles pour moi. J'ai beaucoup appris de nos échanges et de tes (très) nombreux commentaires sur mes premières versions du manuscrit. J'admire ta rigueur scientifique et j'éprouve de la fierté d'avoir bénéficié de ton encadrement. Bruno, cette thèse était parfois éloignée de tes thématiques de recherche mais ton investissement dans mes travaux, pour la relecture des articles et du manuscrit, tes conseils lors de nos réunions et des comités de thèse ont apporté un regard extérieur qui ont imprimé ce travail. Je t'en remercie. Louis, tu es celui qui a suivi ma thèse de près, du début à la fin. Toujours présent pour répondre à mes interrogations, toujours prêt à m'aider au jour le jour, toujours là pour rassurer. Tu es la force tranquille qui a guidé ce travail. Un grand merci à toi.

Frédéric Gay et Alain Brauman ont fait partie de mon encadrement élargi et ont été membres du comité de suivi, c'est donc tout naturellement que je voudrais leur adresser mes profonds remerciements. Frédéric, tu es présent depuis le début de mon aventure scientifique puisque tu as été l'encadrant de mon stage d'ingénieur il y a 8 ans. Tu m'as fait confiance dès le début du projet FERTIM en me donnant ses clés en Côte d'Ivoire. Tu es la pierre angulaire de ce projet et donc en partie de cette thèse. Merci à toi. Alain, ton implication dans une partie de ce travail a été énorme. Ton regard posé sur l'écologie du sol ou d'autres domaines dont tu n'es pas expert amène à la réflexion et au doute. J'admire ton raisonnement scientifique. Il a apporté une vraie plus-value au projet et à ma thèse. Merci beaucoup.

Je tiens à remercier les autres membres du comité de suivi, Philippe Tixier, Antoine Versini, Arnaud Legout et Laurent Augusto. Ces comités ont structuré mon travail. Les conseils de chaque membre ont toujours été enrichissants mais surtout très bienveillants. Merci à vous. Je tiens à adresser un remerciement particulier à Arnaud. Ton aide dans mes travaux d'analyse de données a été précieuse et significative lors de la dernière année de thèse. Nos

nombreuses interactions m'ont beaucoup appris. Merci de m'avoir fait bénéficier de tes connaissances qui m'ont grandement éclairées sur le fonctionnement hydrique du sol.

Merci aux membres du jury de thèse, pour le temps qu'ils ont passé à lire et réviser ce (long) document : Bruno Delvaux, Etienne Dambrine, Isabelle Bertrand, Laurent Augusto, Frédéric Feder et Philippe Malagoli.

Mes remerciements vont aux gestionnaires, agronomes et équipes « FERTIM » de terrain des plantations à la SAPH et à la SOGB. Leur implication sans faille a permis de mener à bien cette étude. Aux manettes de la supervision, je pense particulièrement à Eric Cavaloc, Thierry Cauchy, Mouman Soumahoro, Angelica N'Chot, Constant Kouadio, Richemond Konan et Jean-Charles Adopo à la SAPH ; Daouda Kouassi, Aurélien Masson, Tanguy Denis et Jean-Lucs Hofs à la SOGB. Aux manettes sur le terrain, je tiens à exprimer toute ma gratitude et mon amitié à Toto, Laurent, Noé, Atobra, Adamo, Dieudonné et Mme Moro à la SAPH ; et à Antoine, Marius, Stéphane, Jude et Jean-Marc, entre autres, à la SOGB. Vous avez été les chevilles ouvrières de tout ce travail de thèse. L'apprentissage a été réciproque, je vous ai transmis mes quelques connaissances scientifiques et vous la culture et l'art de vivre à l'ivoirienne. Merci pour votre investissement sur le terrain. Merci pour tous ces moments partagés qui resteront inoubliables.

Merci aux personnels de laboratoire, en France et en Côte d'Ivoire, avec qui j'ai beaucoup interagi tout au long de la thèse. Leur rôle a été essentiel dans ce travail au vu du nombre d'échantillons produits et analysés. Dans le laboratoire de la SOGB en Côte d'Ivoire, je pense notamment à Baptiste De Walque, Serge et le reste de son équipe qui m'a toujours prêté main forte en cas de besoins. En France, à l'UMR Eco&Sols, je tiens à remercier particulièrement Nancy Rakotondrazafy et Aline Personne qui m'ont apporté une aide précieuse dans les analyses. On se souviendra des faux bonds du flux continu, de mes arrivées depuis la Côte d'Ivoire avec mes 3-4 valises d'échantillons et de vos airs de stupeur quand je vous adressais les demandes d'analyses. Mes remerciements vont aussi à l'UAR IMAGO de Dakar (Patricia Moulin) et à l'US49 du Cirad à Montpellier (Gaël Sénécal).

Je voudrai désormais adresser toute ma gratitude aux chercheurs ou techniciens qui ont croisé le chemin de cette aventure professionnelle et qui l'ont marquée positivement. Ils ont participé directement à la réalisation de ces travaux par leur aide. Merci à Jean-Louis Janeau pour ces conseils experts sur l'érosion (pardon, le détachement de sol !). Tu as guidé la mise en place de ce dispositif depuis la réalisation des placettes érosion à la SOGB. Merci à Jean-Claude Mazoumbo pour le travail énorme qu'il a accompli sur l'installation des dispositifs

lysimétriques à la SAPH. Merci à Philippe Deleporte pour ses conseils sur les statistiques et notamment sur les équations allométriques. C'est un vaste sujet que j'ai découvert avec et grâce à toi. Merci à Philippe Thaler pour sa relecture quasi-complète de mon manuscrit de thèse. Ton regard d'expert en hévéaculture a permis de recadrer des détails importants donnant plus de cohérence à l'ensemble du document. Merci à Maxime Duthoit pour m'avoir aidé à dompter la centrale d'acquisition de l'humidité du sol CR1000, qui m'en a fait voir de toutes les couleurs. Merci à Albert Flori, pour les conseils avisés en statistiques qu'il m'a apportés pendant 3 ans. Je remercie enfin André Clément-Demange, spécialiste de l'hévéa au Cirad, qui a su répondre à mes interrogations tout au long de la thèse grâce à son large spectre de connaissances en hévéaculture.

Plusieurs stagiaires ont irrigué ce travail de thèse, je tiens à leur adresser tous mes remerciements. Je pense à Cécile Vierling, Charlotte Simon, Sarine Merley et Marianne Legrand. Vos contributions scientifiques ont été essentielles pour mener à bien cette étude. Vous avez laissé votre empreinte dans ce projet par votre enthousiasme et votre énergie. Je vous souhaite à toutes la réussite professionnelle que vous méritez. Un grand merci à vous.

Le projet FERTIM dans lequel s'intègre cette thèse a réuni 2 autres doctorants avec qui j'ai beaucoup interagi, Aymard Kouakou et Julia Denier. Collègues doctorants au début, ils sont devenus des amis. Aymard et Julia, nos heures passées sur le terrain aussi bien que nos discussions au maquis resteront des souvenirs heureux qui me suivront toute ma vie.

Merci à la Direction de l'UMR Eco&Sols, Laurent Cournac, Christophe Jourdan et Isabelle Bertrand pour leur accueil dans les locaux de l'unité lors de mes 6 derniers mois de thèse.

Je voudrai remercier les financeurs de cette étude : Michelin, l'Institut Français du Caoutchouc (IFC), la SIPH et SOCFIN.

Merci à ma sœur, Charlotte, pour avoir relu l'entièreté de ce manuscrit. Elle a déniché toutes les moindres fautes d'orthographe qui ont pu se glisser sous mes doigts fatigués lors de la rédaction. Lectrices et lecteurs, si jamais vous en débusquiez d'autres, merci de vous adresser directement à elle.

Mes derniers remerciements sont dirigés vers mes proches, famille et amis en France et en Côte d'Ivoire. Même si vous n'y comprenez pas tous grand-chose, l'intérêt que vous portiez à mon projet, vos encouragements et tout simplement votre présence m'ont permis d'avancer sur le chemin du doctorat, qui n'est pas un long fleuve tranquille.

Table des matières

1. Introduction	1
1.1. Les plantations d'hévéas dans le monde	1
1.1.1. L'hévéa et le caoutchouc naturel	1
1.1.2. Conduite d'une plantation d'hévéas	3
1.1.3. Conséquences sur le sol	4
1.2. Les cycles biogéochimiques des éléments minéraux	5
1.2.1. Le modèle à compartiment et à flux	5
1.2.2. Les bilans entrées-sorties	7
1.2.3. Le cas de l'hévéa en phase immature	8
1.3. Principaux leviers agronomiques pour améliorer la fertilité des sols	12
1.3.1. La gestion des résidus d'abattage	12
1.3.2. La fertilisation	13
1.3.3. La plante de couverture	14
1.3.4. Abattage et travail du sol à la replantation	15
1.4. Objectifs de l'étude	16
2. Méthodologie générale	18
2.1. Description des sites d'étude	18
2.1.1. Localisation	18
2.1.2. Climat	18
2.1.3. Type de sol	20
2.1.4. Dispositif expérimental	22
2.1.5. Itinéraire technique	23
2.1.6. Variabilité spatiale	25
2.2. Stocks d'éléments minéraux	27
2.2.1. Sol	27
2.2.2. Peuplements d'hévéas	28
2.2.3. Plante de couverture	32
2.3. Flux d'éléments minéraux	32
2.3.1. Décomposition des résidus d'abattage	33
2.3.2. Minéralisation nette de l'azote du sol	35
2.3.3. Chutes de litière	36
2.3.4. Érosion	37
2.3.5. Éléments en solution	39
2.3.6. Fixation symbiotique d'azote atmosphérique	40
2.3.7. Dépôts atmosphériques	42

2.3.8. Résorption foliaire	42
2.4. Bilan hydrique	43
2.4.1. Humidité du sol	43
2.4.2. Conductivité hydraulique à saturation	44
2.4.3. Modèle HYDRUS-1D	45
2.5. Bilans d'éléments minéraux.....	46
2.5.1. Paramètres du bilan.....	46
2.5.2. Hypothèses et estimations pour certains flux	48
2.6. La santé du sol	50
2.6.1. L'outil Biofunctool®	50
2.6.2. L'approche diachronique.....	51
2.7. Analyses d'échantillons au laboratoire.....	51
2.7.1. Sol.....	51
2.7.2. Végétaux.....	51
2.7.3. Solutions du sol, eau de ruissellement et pluie.....	52
2.8. Traitements statistiques	53
2.8.1. Gestion des données aberrantes ou biaisées.....	53
2.8.2. Indices de santé du sol	53
2.8.3. Outils statistiques utilisés	54
3. Résultats et discussion	55
3.1. Densité, croissance et biomasse produite	55
3.1.1. Croissance et densité du peuplement d'hévéas	56
3.1.2. Biomasse totale du peuplement d'hévéas	59
3.1.3. Biomasse aérienne de la plante de couverture.....	61
3.2. Cycles biologique et biochimique	63
3.2.1. Décomposition des résidus d'abattage et la libération d'éléments minéraux	63
3.2.2. Dynamique d'accumulation des éléments minéraux dans le peuplement sur un cycle de plantation (article 1)	71
3.2.3. Stocks d'éléments minéraux dans la biomasse	92
3.2.4. Prélèvement annuel total d'éléments minéraux	96
3.2.5. Minéralisation nette de l'azote dans le sol	100
3.2.6. Retour au sol par les chutes de litière.....	104
3.2.7. Résorption foliaire de l'hévéa.....	108
3.2.8. Résumé des cycles biologique et biochimique	110
3.3. Cycle géochimique.....	112
3.3.1. Pertes par drainage	112

3.3.2. Pertes par érosion.....	122
3.3.3. Fixation symbiotique de l'azote.....	127
3.3.4. Apports atmosphériques.....	130
3.3.5. Apports d'engrais et de dolomie.....	132
3.3.6. Résumé du cycle géochimique.....	134
3.4. Bilans annuels d'éléments minéraux à l'échelle du sol.....	136
3.4.1. L'azote.....	137
3.4.2. Le phosphore.....	139
3.4.3. Le potassium.....	141
3.4.4. Le calcium.....	143
3.4.5. Le magnésium.....	145
3.5. Évolution des stocks d'éléments minéraux dans le sol.....	147
3.5.1. Les stocks dans le sol dans l'horizon 0-30 cm.....	147
3.5.2. Les stocks dans l'interligne sur 0-10 cm de profondeur.....	148
3.6. Effet des résidus d'abattage sur la restauration du sol après la coupe rase d'une plantation (article 2).....	151
3.6.1. Introduction.....	151
3.6.2. Material and methods.....	154
3.6.3. Results.....	161
3.6.4. Discussion.....	168
3.6.5. Conclusion.....	173
4. Discussion générale.....	174
4.1. Synthèse des flux et stocks d'éléments.....	175
4.1.1. Cycles de l'azote et du phosphore.....	176
4.1.2. Cycle du potassium.....	180
4.1.3. Cycles du calcium et du magnésium.....	183
4.1.4. Conséquences sur le risque d'acidification du sol.....	186
4.2. Fonctionnement biogéochimique d'une plantation d'hévéas sur un cycle complet.....	188
4.2.1. La replantation : un fonctionnement du sol perturbé.....	188
4.2.2. La première année de plantation : l'accumulation d'éléments minéraux.....	190
4.2.3. La deuxième année après plantation : un système en transition.....	193
4.2.4. La troisième année après plantation : un déficit d'éléments minéraux.....	195
4.2.5. La phase mature : un système qui tend vers l'équilibre.....	199
4.3. Conséquences sur les pratiques culturales en phase immature.....	202
4.3.1. Réduction de la perturbation à la replantation.....	202
4.3.2. Restitution au sol des résidus d'abattage.....	204

4.3.3. Doses d'engrais et de dolomie à appliquer	207
4.4. Analyse critique et voies d'amélioration.....	209
4.4.1. Incertitudes liées à la méthode	209
4.4.2. Flux non évalués	211
4.4.3. Études complémentaires	213
5. Conclusion et perspectives	216
6. Annexes	219
7. Références bibliographiques.....	249

Liste des figures

Figure 1 : Évolution de la surface de plantations d'hévéas dans le monde en millions d'ha.

Figure 2 : Représentation du cycle biogéochimique.

Figure 3 : Schéma des principaux flux (flèches) s'inscrivant dans un bilan « entrées-sorties » à l'échelle du sol et des stocks (rectangle) d'éléments minéraux.

Figure 4 : Localisation des sites d'étude.

Figure 5 : Diagramme ombrothermique de la SAPH (a) et de la SOGB (b).

Figure 6 : Accroissement en circonférence (en cm mois⁻¹) à différents intervalles de temps.

Figure 7 : Évolution de la biomasse totale (t ha⁻¹) dans le peuplement, obtenue par équations allométriques après échantillonnages destructifs à l'âge de 12 et 36 mois.

Figure 8 : Évolution de la biomasse aérienne de la plante de couverture (t ha⁻¹).

Figure 9 : Évolution de la part de biomasse de la légumineuse *Pueraria phaseoloides* dans la biomasse totale de la plante de couverture (%).

Figure 10 : Stock de N, P, K, Ca, Mg (kg ha⁻¹) et de biomasse (t ha⁻¹) restitué après la coupe rase de la plantation .

Figure 11 : N, P, K, Ca, Mg et biomasse restants dans les feuilles des placettes décomposition.

Figure 12 : N, P, K, Ca, Mg et biomasse restants dans les troncs à la SAPH et à la SOGB.

Figure 13 : Libération de N, P, K, Ca et Mg (kg ha⁻¹ an⁻¹) issus de la décomposition des résidus d'abattage.

Figure 14 : Map of Ivory Coast showing the geographical location of the study sites.

Figure 15 : Log-transformed relationships between tree nitrogen stock (g tree⁻¹) and tree diameter (cm) within tree components.

Figure 16 : Dynamics of biomass accumulation (t ha⁻¹) within tree components throughout the chronosequence at SAPH (A) and SOGB (B).

Figure 17 : Dynamics of nutrient accumulation (in kg ha⁻¹) for nitrogen at SAPH (A) and SOGB (B), calcium at SAPH (C) and SOGB (D) within tree components and in the whole tree at SAPH (E) and SOGB (F).

Figure 18 : Nutrient accumulation rates (NAR, expressed in kg ha⁻¹ yr⁻¹) within stands throughout the chronosequence at SAPH (A) and SOGB (B).

Figure 19: Dynamics of biomass accumulation in rubber stands according to 14 references plus our 2 study sites focusing on early growth (A) or on the whole cycle (B).

Figure 20 : Relationships between aboveground biomass (in t ha⁻¹) and nitrogen use efficiency (NUE), phosphorus use efficiency (PUE) and potassium use efficiency (KUE) at the SAPH and SOGB.

Figure 21 : Dynamique d'accumulation de N, P, K, Ca et Mg (kg ha⁻¹ an⁻¹) dans les parties aériennes et souterraines du peuplement d'hévéas.

Figure 22 : Évolution des stocks de N, P, K, Ca et Mg (kg ha^{-1}) dans les parties aériennes de la plante de couverture.

Figure 23: Prélèvement annuel total de N, P, K, Ca et Mg ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dans le peuplement d'hévéas.

Figure 24 : Prélèvement annuel total de N, P, K, Ca et Mg ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) de la plante de couverture.

Figure 25 : Minéralisation nette cumulée de l'azote (kg ha^{-1}) à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol).

Figure 26 : Minéralisation nette de l'azote ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) aux périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et à la SOGB.

Figure 27 : Minéralisation nette par position ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$).

Figure 29 : Pluviométrie mesurée et flux d'eau estimés par le modèle HYDRUS-1D.

Figure 30 : Part des anions et cations inorganiques (%) de la solution du sol dans la balance ionique.

Figure 31 : Concentration moyenne ($\mu\text{mol l}^{-1}$) des 3 anions et 3 cations dominants dans la solution.

Figure 32 : Flux annuels des 3 cations et 3 anions dominants ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$).

Figure 33 : Pertes annuelles ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) de N (nitrate et ammonium), P, K, Ca et Mg par drainage.

Figure 34 : Ruissellement (a, en mm an^{-1}) et pertes de sol (b, en $\text{g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$).

Figure 35 : Pertes d'éléments minéraux par érosion ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$).

Figure 36 : Apport de N par la fixation symbiotique ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) de *Pueraria phaseoloides*.

Figure 37 : Apports atmosphériques ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) de N ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$), P ($\text{P-H}_2\text{PO}_4^{2-}$), K (K^+), Ca (Ca^{2+}) et Mg (Mg^{2+}) à la SAPH et à la SOGB.

Figure 38 : Précipitations annuelles (mm) sur les périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et à la SOGB.

Figure 39 : Apport d'engrais et de dolomie ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) sur la période 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et à la SOGB.

Figure 40 : Flux d'entrées et de sorties ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) de N au niveau du sol.

Figure 41 : Flux d'entrées et de sorties ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) de P total au niveau du sol.

Figure 42 : Flux d'entrées et de sorties ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) de K au niveau du sol.

Figure 43 : Flux d'entrées et de sorties ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) de Ca au niveau du sol.

Figure 44 : Flux d'entrées et de sorties ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) de Mg au niveau du sol.

Figure 45 : Stocks (kg ha^{-1}) de N total, P assimilable, K, Ca et Mg échangeables du sol.

Figure 46 : Stocks (kg ha^{-1}) de N total, P assimilable, K, Ca et Mg échangeables du sol dans l'horizon 0-10 cm 34 mois après plantation, en position P1 (sur la ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (au milieu de l'interligne).

Figure 47 : Geographical location of the study sites.

Figure 48 : Photos of a block with the different treatments (A), treatment R0L0 (B), treatment R0L1 (C), treatment R1L1 (D) and treatment R2L1 (E) at SOGB. All photos were taken in February 2019.

Figure 49 : Principal component analysis assessing the effects of time since clear-cutting and type of treatment on soil indicators at SAPH and SOGB (n=52).

Figure 50 : Disturbance rates (%) of soil functions at SAPH and SOGB (n=4) between month 0 and month 6.

Figure 51 : Changes in the carbon transformation (A), nutrient cycling (B) and structure maintenance (C) functions over time at SAPH and SOGB.

Figure 52 : Soil health index (SHI) in the different treatments at month 18 at SAPH and SOGB.

Figure 53 : Relationships between soil macrofauna diversity (richness in taxonomic groups) and soil health index (A), carbon transformation (B), nutrient cycling (C) and structure maintenance (D) functions at SAPH and SOGB (n=36).

Figure 54 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de N dans un scénario de restitution complète des résidus d'abattage sans fertilisation.

Figure 55 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de N dans une plantation de 20 et 40 ans..

Figure 56 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de K dans un scénario de restitution complète des résidus d'abattage sans fertilisation.

Figure 57 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de K dans un peuplement de 20 et 40 ans.

Figure 58 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de Ca dans un scénario de restitution complète des résidus d'abattage sans fertilisation.

Figure 59 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de Ca dans un peuplement de 20 et 40 ans.

Figure 60 : Effet de la fertilisation sur le pH de la solution du sol à 15, 50 et 100 cm de profondeur.

Figure 61 : Relation entre le ratio $C_0:C_{max}$ et le stock de N total, P assimilable, K, Ca et Mg échangeables dans l'horizon 0-30 cm du sol à la SAPH et à la SOGB.

Figure 62 : Graphique en radar montrant l'effet de différents scénarios de gestion des résidus d'abattage à la SAPH (a) et à la SOGB (b) sur la croissance des hévéas, la mortalité des hévéas, un indice de santé du sol (cf. article 2), les pertes par drainage profond (SAPH) ou érosion (SOGB) de N et les bilans annuels entrées-sorties dans le sol de N.

Figure 63 : Graphique en radar de l'effet de 2 pratiques de fertilisation à la SAPH (a) et à la SOGB (b) sur la croissance des hévéas, la mortalité des hévéas, les pertes par drainage profond (SAPH) ou érosion (SOGB) de N et les bilans annuels de N.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Analyses physico-chimiques des sols à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) sur des prélèvements réalisés en avril 2018 (n = 4).

Tableau 2 : Formules utilisées dans le calcul des différents paramètres du bilan annuel à l'échelle du sol. =

Tableau 3 : Méthodes d'analyses des échantillons de sol et laboratoires impliqués.

Tableau 4 : Circonférence (cm) à 1 m du sol à différents âges dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB (n = 4).

Tableau 5 : Taux d'arbres vivants (%) et écart-types à différents âges dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB (n = 4).

Tableau 6 : Main soil characteristics in the upper layers (0-30 cm) in the reference plots of the chronosequence at SAPH and SOGB.

Tableau 7 : Main characteristics of the stands studied in the two chronosequences, at SAPH and SOGB.

Tableau 8 : Nutrient concentrations in tree components depending on the site and stand age.

Tableau 9 Nutrient removal in different harvesting scenarios (in kg ha⁻¹) estimated from the allometric equations.

Tableau 10 : Éléments minéraux (N, P, K, Ca et Mg) retournés au sol par les chutes de feuilles d'hévéas (kg ha⁻¹ an⁻¹) sur la période 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et à la SOGB.

Tableau 11 : Éléments minéraux (N, P, K, Ca et Mg) retournés au sol dans les litières de la plante de couverture (kg ha⁻¹ an⁻¹) sur la période 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol).

Tableau 12 : Résorption de N, P et K (kg ha⁻¹ an⁻¹) par période dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB.

Tableau 13 : Bilan hydrique estimé par le modèle HYDRUS-1D sur la période 0-36 mois aux positions P1 (ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (milieu de l'interligne).

Tableau 14 : Taux de fixation de N₂ (%) de *Pueraria phaseoloides*.

Table 16 : Soil properties at SAPH and SOGB in the 0-10 cm layer.

Table 17 : Soil indicators of each soil function in the 0-10 cm layer and the response curve used for data normalization.

Tableau 17 : Estimation des flux (kg ha⁻¹ an⁻¹) non évalués dans cette étude dans le cas d'un scénario de pratique incluant une fertilisation minérale, à partir de valeurs indiquées dans la bibliographie.

Liste des photos

Photo 1 : Futur bloc 3 du dispositif expérimental à la SOGB en octobre 2017 avant abattage (a) ; andainage des résidus d'abatage en cours avant le sous-solage en mars 2018 dans une parcelle R3F0 à la SOGB (b) ; vue aérienne du bloc 3 à la SOGB, entouré de palmier à huile, après le sous-solage en mars 2018 (c) ; parcelle R2F0 à la SAPH avant le sous-solage en mars 2018 (d).

Photo 2 : Vue aérienne d'une parcelle immature sur le site de la SOGB.

Photo 3 : Abattage d'un arbre dans le traitement R0F0 en mai 2021 à la SOGB (a) ; échantillonnage des branches après abattage d'un arbre dans le traitement R2F0 en juillet 2021 à la SAPH ; pesée des feuilles au peson à la SAPH en juillet 2021 (c) ; excavation des pivots dans le traitement R0F0 en mai 2021 à la SOGB (d).

Photo 4 : Vue aérienne de l'ensemble du dispositif de suivi de la décomposition à la SOGB en janvier 2018 (a) ; placette de suivi de la décomposition type « R3 » à la SOGB en avril 2018 (b) ; placette décomposition type « R3 » à la SOGB en juin 2021 (c).

Photo 5 : Trou de prélèvement à la tarière (sol non incubé) à côte du tube d'incubation en cours d'insertion dans le sol (a) et tube d'incubation enfoncé dans le sol sur la ligne de plantation (P1), avec son couvercle perforé.

Photo 6 : Bac de collecte des chutes de litières d'hévéas sur la ligne de plantation (a) et dans l'interligne (b) à la SOGB.

Photo 7 : Les trois répétitions des micro-placettes d'érosion des situations Ligne, R0F0, R2F0 et R3F0 dans l'expérimentation de la SOGB.

Photo 8 : Le dispositif lysimétrique à la SAPH.

Photo 9 : Cylindre pour le test de Beerkan à 15 cm de profondeur en position P3 (au milieu de l'interligne), permettant la détermination de la conductivité hydraulique à saturation (K_s).

Photo 10 : « La replantation : un fonctionnement du sol perturbé ».

Photo 11 : « La première année après plantation : l'accumulation d'éléments minéraux ».

Photo 12 : « La deuxième année après plantation : un système en transition ».

Photo 13 : « La troisième année après plantation : un déficit d'éléments minéraux ».

Photo 14 : « En phase mature : un système qui tend vers l'équilibre ».

Abréviations

Al : aluminium

C : carbone

Ca : calcium

CEC : capacité d'échange cationique

ETP : évapotranspiration

Fe : fer

H : hydrogène

K : potassium

K_s : conductivité hydraulique à saturation

Mg : magnésium

N : azote

Na : sodium

P : phosphore

SAPH : société africaine des plantations d'hévéas

SOGB : société de caoutchouc de Grand Béréby

1. Introduction

Les plantations d'hévéas sont la principale source de caoutchouc naturel au monde. Elles ont connu un fort développement dans les zones tropicales depuis un siècle. Les bonnes capacités d'adaptation de la culture à des contextes édaphiques et climatiques variés ont participé à son expansion rapide, notamment en Asie du sud-est et en Afrique. Comme le montrent de nombreuses études, la déforestation et l'extension vers des zones climatiquement marginales ont été les deux principaux moteurs de cette expansion. De nos jours, les réglementations environnementales et la pression foncière ont amené les producteurs à pratiquer des cycles de plantation successifs sur la même parcelle. Cette conduite en monoculture peut conduire à une baisse graduelle de la fertilité du milieu au fur à mesure des replantations du fait de l'exportation ou du brûlis des résidus d'abattage (troncs, branches, feuilles et souches) après la coupe rase d'une plantation en fin de vie. Dans ce contexte, il est nécessaire d'étudier l'effet de pratiques culturales sur le fonctionnement biogéochimique des plantations d'hévéas dans l'objectif d'augmenter leur durabilité à long terme. Après une courte présentation de l'évolution de la culture de l'hévéa, nous présenterons les cycles biogéochimiques dans le contexte d'une jeune plantation, puis les principaux leviers agroécologiques pour améliorer la fertilité minérale pendant la période immature seront détaillés avant de conclure sur les objectifs de l'étude en Côte d'Ivoire.

1.1. Les plantations d'hévéas dans le monde

1.1.1. L'hévéa et le caoutchouc naturel

L'hévéa (*Hevea brasiliensis*) est une plante ligneuse tropicale originaire du bassin amazonien appartenant à la famille des Euphorbiacées. Un hévéa en plantation atteint environ 20 m de hauteur et 150 cm de circonférence en fin de cycle de production. L'exploitation de l'hévéa consiste à inciser une partie de l'écorce du tronc. Cette pratique est appelée la « saignée ». Le matériau brut récolté à partir de l'arbre est le latex. Il s'agit d'un élastomère composé en grande majorité de polymère de carbone, très pauvre en éléments minéraux (D'Auzac et al., 1989), qui conduit, après traitement, au caoutchouc naturel. D'autres plantes peuvent produire du caoutchouc naturel comme le guayule et le pissenlit, mais 99 % de cette matière première dans le monde provient de l'exploitation de l'hévéa (Nair, 2010). Le débouché principal est l'industrie du pneumatique, qui absorbe 75 % de la production.

L'hévéa était traditionnellement exploité dans son milieu naturel, la forêt amazonienne, avant l'apparition des premières plantations au début du 20^{ème} siècle en Asie. Les zones

favorables à la culture de l'hévéa ont pour caractéristiques une température moyenne annuelle comprise entre 23 et 28°C, une pluviométrie annuelle d'au moins 1100 mm et au maximum 5 mois de saison sèche (i.e., avec une pluviométrie < 50 mm) par an (Gohet et al., 2015). L'hévéa tolère des sols avec un large spectre de conditions physico-chimiques. Il se comporte bien sur les sols acides (pH entre 4 et 6) et pauvres en nutriments avec des textures variant de sableuses à argileuses (Sys, 1975).

Les grandes régions hévéicoles en 2020 sont l'Asie du sud-est, l'Afrique et l'Amérique latine, qui représentent respectivement 88 %, 8 % et 3 % des surfaces. On assiste depuis plusieurs décennies à une forte expansion de l'hévéaculture dans le monde pour répondre aux besoins croissants de l'industrie en caoutchouc naturel. Les surfaces sont passées de 3.9 millions d'ha en 1961 à 13.5 millions d'ha en 2020 (Figure 1a ; FAO, 2021). Cette augmentation n'est pas homogène dans toutes les régions du monde. La Côte d'Ivoire est le pays enregistrant la plus forte croissance parmi les pays producteurs au cours de la dernière décennie. De 2010 à 2020, les surfaces d'hévéas ont crû de 245 % dans ce pays contre une augmentation moyenne de 32 % à l'échelle mondiale (Figure 1b). Les plantations dites villageoises, de moins de 8 ha, représentent 85 % des surfaces hévéicoles à travers le monde. Les 15 % de surfaces restantes sont des plantations industrielles gérées par des sociétés privées, et des plantations d'état dans une moindre mesure. En Côte d'Ivoire, les plantations industrielles constituent un acteur historique majeur de la filière hévéicole. Des industriels l'ont introduit dans le pays dans les années 1960. En 2005, ils géraient 50 % des surfaces de plantations d'hévéas dans le pays (Ruf, 2008).

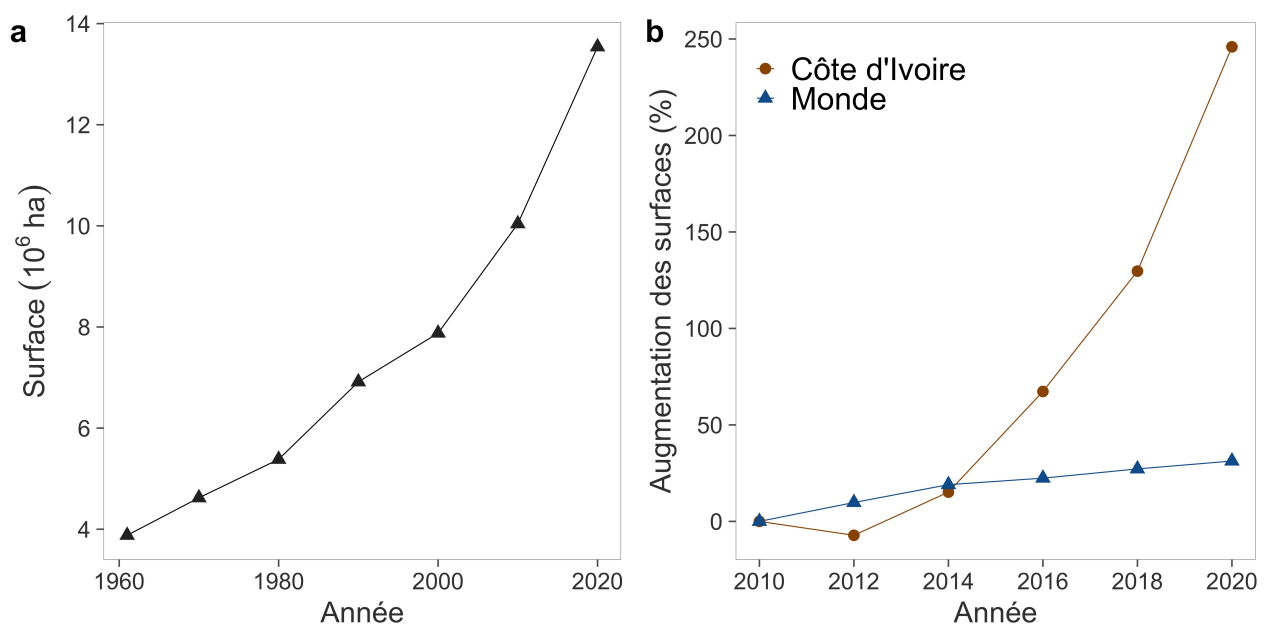


Figure 1 : Évolution de la surface de plantations d'hévéas dans le monde en millions d'ha de 1960 à 2020 (a) et comparaison des augmentations de surfaces de plantations d'hévéas en Côte d'Ivoire et dans le monde par rapport à 2010, en % (b). Source : FAO (2021).

1.1.2. Conduite d'une plantation d'hévéas

Les plantations d'hévéas sont essentiellement monospécifiques et monoclonales. Elles sont le plus souvent conduites en monoculture avec des cycles de plantation reconduits sur les mêmes parcelles de manière successive (Simien and Penot, 2010). La densité du peuplement¹ varie entre 400 et 700 arbres par hectare. Un cycle de plantation s'étend sur 25 à 40 ans. La chute de densité du peuplement, liée à la casse au vent notamment, et la diminution de l'écorce consommable pour la saignée sont les 2 principaux critères qui conditionnent la décision d'abattage. Un cycle de plantation se divise en 2 phases : la phase immature qui correspond au début du cycle de plantation, de 0 à ~6 ans, puis la phase mature qui correspond à la période d'exploitation pour le latex, de ~6 ans jusqu'à l'abattage des arbres.

La phase immature correspond à une phase de croissance rapide du peuplement. Les arbres doivent atteindre un seuil de 50 cm de circonférence à 1 m au-dessus du sol avant de pouvoir être exploités pour le latex. Ce seuil est généralement atteint autour de l'âge de 6 ans dans des conditions pédoclimatiques favorables combinées à des pratiques culturales appropriées ; à 7-8 ans pour des plantations établies dans des contextes moins favorables et/ou des sols à faible fertilité. Certains planteurs industriels ont noté un allongement de la phase immature dans le cas de replantation, qui serait imputable à un appauvrissement du sol, comme le montre une étude récente (Panklang et al., 2022). L'exportation ou le brûlis des résidus d'abattage (i.e., les troncs, branches, feuilles et racines du peuplement abattu), renfermant une grande quantité d'éléments minéraux, participent à cet appauvrissement. Raccourcir la durée de la phase immature est pourtant un levier majeur pour améliorer la rentabilité des plantations d'hévéas. Une nutrition adaptée du peuplement par la combinaison de différentes pratiques culturales est donc essentielle pour atteindre cet objectif (Vrignon-Brenas et al., 2019). L'apport d'engrais et le semis d'une légumineuse dans l'interligne sont les 2 pratiques les plus fréquemment utilisées en plantations industrielles et les plus documentées dans la littérature. Afin de limiter la compétition avec l'hévéa, un désherbage chimique et/ou manuel a lieu plusieurs fois par an sur 1 m de part et d'autre de la ligne de plantation. Dans certaines zones hévéicoles comme en Afrique de l'ouest, les champignons pourridés des racines tels que *Rigidoporus lignosus* (communément appelé « fomès ») peuvent causer une mortalité annuelle de 1 à 2 % des arbres en début de cycle dans certaines conditions, en s'attaquant aux racines des jeunes arbres (Martin and du Plessix, 1969; Guyot and Flori, 2002). Les arbres infectés sont alors arrachés et un fongicide à base de tridémorphe

¹ Le terme « peuplement » sera utilisé dans la suite du manuscrit pour désigner une parcelle d'hévéas. A lire comme « peuplement d'hévéas ».

est appliqué au pied des arbres voisins. La mortalité des arbres doit être limitée au maximum dans les plantations d'hévéas car elle réduit la production de la parcelle jusqu'à la fin du cycle.

La phase mature correspond à la période d'exploitation des arbres pour le latex. Les modalités de la saignée sont diverses en fonction de la fréquence de saignée, la longueur de l'encoche, la profondeur de l'encoche et l'application ou non de stimulant à base d'éthylène. Autant de paramètres qui modifient directement et significativement la production en latex d'un peuplement. De nombreux travaux menés dans les années 90 ont permis de théoriser et conceptualiser cette pratique en relation avec la physiologie de l'arbre (cf. D'Auzac et al., 1989; Gohet, 1996; Silpi et al., 2006). Hormis la saignée, peu d'interventions culturales sont mises en place dans une plantation mature industrielle. Un désherbage chimique a lieu 1 fois par an sur la ligne de plantation pour faciliter le passage du saigneur. Dans certains cas, un désherbage mécanique peut avoir lieu dans l'interligne pour contrôler des espèces arbustives trop envahissantes ; bien que la faible intensité lumineuse sous la canopée limite leur développement dans la plupart des cas. En termes de gestion des nutriments, un fertilisant peut être apporté annuellement pour compenser les pertes en éléments minéraux par l'exportation du latex. La relation entre la fertilisation et le rendement en latex ne fait pas consensus chez les planteurs d'hévéas. Un effet positif de la fertilisation est cependant souvent détecté dans le cas de systèmes de saignée intensifs, i.e., à fréquence élevée et/ou application élevée de stimulant (Gohet, 2013).

1.1.3. Conséquences sur le sol

Le passage d'écosystèmes naturels à des plantations d'hévéas a des conséquences négatives sur certaines propriétés des sols et provoque une modification des cycles biogéochimiques. Ces résultats font consensus dans la communauté scientifique car ils ont été validés par de nombreuses études. Par rapport à une référence de forêt, on constate par exemple une diminution des stocks de matières organiques du sol (Cheng et al., 2007; de Blécourt et al., 2013; Pransiska et al., 2016), de l'activité biologique et de la biodiversité du sol (Gilot et al., 1995; Krashevskaya et al., 2015; Warren-Thomas et al., 2015), une réduction des chutes de litières (Zhu et al., 2022) et une dégradation des fonctions hydrauliques du sol (Zhu et al., 2021). La diminution de la fertilité du sol et la modification des cycles des nutriments suite à la destruction d'une forêt naturelle n'est pas spécifique à l'hévéaculture, elle est aussi reportée à l'établissement d'autres plantations tropicales comme le palmier à huile par exemple (Guillaume et al., 2016).

De nos jours, les réglementations environnementales limitent la déforestation des forêts, obligeant les planteurs à reconduire les plantations sur la même parcelle sur des cycles successifs. La mise en place de pratiques agroécologiques permettant de préserver la fertilité du sol d'un cycle de plantation à l'autre revêt une importance majeure pour garantir la durabilité

écologique des plantations d'hévéas. La chute de la fertilité du sol semble avoir lieu entre le 2^{ème} et le 3^{ème} cycle d'après une étude récente en Thaïlande, alors que la succession entre le 1^{er} et le 2^{ème} cycle ne provoquerait pas de modification du sol significative (Panklang et al., 2022). Les hypothèses issues de cette étude suggèrent que la phase de replantation, entre 2 cycles de plantation, et la pratique d'exportation ou de brûlis des résidus d'abattage seraient les 2 causes principales de la chute de fertilité du sol. Cette phase de replantation se caractérise par la coupe rase des arbres et le passage d'engins lourds pour la préparation du sol avant la plantation des jeunes hévéas du nouveau cycle. Il s'agit donc d'une période critique susceptible de perturber fortement le fonctionnement biogéochimique du sol. Aucune étude ne permet de le démontrer en plantation d'hévéas à ce jour, à notre connaissance.

Dans cette prise de conscience de la nécessité de préserver le capital sol, le concept de santé ou qualité du sol a récemment nourri de nombreuses réflexions en hévéaculture. Bien que la distinction entre les 2 termes ne fassent pas consensus dans la communauté scientifique (Janzen et al., 2021), nous utiliserons ici les termes de « santé du sol » et de « fonctionnement du sol » pour représenter la capacité du sol à remplir ses fonctions, comme le recyclage des éléments minéraux, la décomposition des matières organiques, le maintien de la structure du sol et la régulation biologique des populations du sol (Kibblewhite et al., 2008). Les principales questions portant sur les mécanismes du fonctionnement du sol en plantations d'hévéas ont concerné l'effet de l'âge de la plantation (Peerawat et al., 2018; Thoumazeau et al., 2019a), de la gestion de la végétation de sous-étage (Abraham et Joseph, 2016; Hemati et al., 2020) ou de l'association avec différentes espèces d'arbres (Zou et al., 2021).

1.2. Les cycles biogéochimiques des éléments minéraux

1.2.1. Le modèle à compartiment et à flux

Le cycle biogéochimique correspond aux flux d'éléments minéraux qui circulent de manière permanente entre les différents compartiments d'un écosystème ou d'un agroécosystème (Ranger et al., 1995) (Figure 2). Certaines pratiques, comme l'exportation des résidus d'abattage, peuvent provoquer des transformations majeures du cycle biogéochimique et impacter la productivité au long terme du site (cf. Achat et al., 2015; Mayer et al., 2020). Le cycle biogéochimique se compose de 3 cycles imbriqués :

- Le cycle biologique, qui concerne les flux internes d'éléments minéraux au sein de l'agroécosystème : le prélèvement par la végétation, la minéralisation des matières organiques du sol, les retours au sol d'éléments minéraux en solution (récrétion foliaire) et solides (chutes de litières aériennes) et le renouvellement des racines fines.

- Le cycle géochimique, qui correspond à l'ouverture du cycle biologique sur l'extérieur par des entrées (e.g., apports atmosphériques, fixation symbiotique, fertilisation et altération des minéraux) et des sorties d'éléments minéraux (e.g., drainage profond, érosion, volatilisation et dénitrification).
- Le cycle biochimique qui se caractérise par des flux internes d'éléments minéraux dans la plante elle-même : résorption foliaire, remobilisation dans les parties ligneuses.

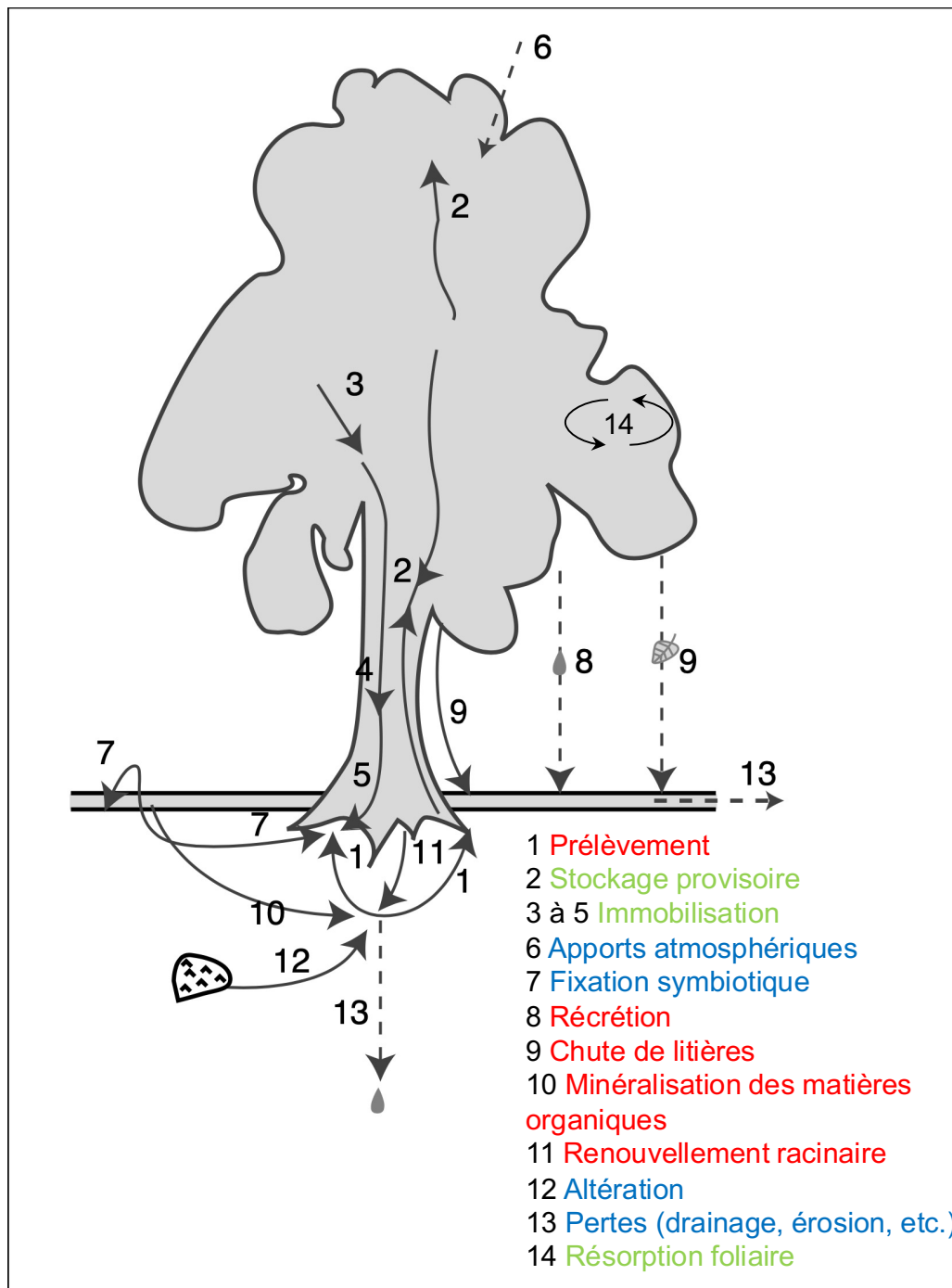


Figure 2 : Représentation du cycle biogéochimique. Les flux notés en rouge correspondent au cycle biologique, en bleu au cycle géochimique et en vert au cycle biochimique. Schéma adapté de Ranger et al. (1995).

Dans les systèmes tropicaux à température, taux d'humidité et pluviométrie élevés, le recyclage rapide des éléments minéraux ne permet pas une importante accumulation des éléments minéraux dans le sol. Les stocks du sol à un instant donné ne reflètent donc pas sa fertilité et ne sont souvent pas liés à la productivité d'un peuplement (Legout et al., 2014). L'étude dynamique des éléments minéraux au sein des cycles biogéochimiques, en utilisant un modèle à compartiment et à flux, est plus pertinente pour évaluer l'évolution de la fertilité du sol dans ces systèmes (Legout et al., 2020). Un suivi doit être réalisé sur une durée d'au moins 3 ans pour capter la variabilité inter annuelle (Ranger et Turpault, 1999).

Le modèle à compartiment et à flux, conceptualisé en foresterie, permet l'étude du cycle biogéochimique en séparant l'agroécosystème en compartiments entre lesquels circulent les éléments minéraux. Les 2 principaux compartiments sont le sol prospecté par les racines et la végétation. Ce modèle est utilisé pour (1) identifier les flux qui entrent et qui sortent d'un compartiment donné et (2) formaliser simplement les termes du bilan entrées-sorties pour un compartiment donné (agroécosystème, bassin versant, sol, etc.) et une période donnée (Ranger et Turpault, 1999). La quantification des différents flux nécessaires pour utiliser ce modèle ne peut généralement pas être réalisée sur un grand nombre de sites du fait des moyens humains et matériels importants nécessaires. Ces difficultés peuvent expliquer le nombre relativement faible d'études permettant de caractériser les cycles biogéochimiques de façon complète, même si un très grand nombre de travaux ont concerné certains flux spécifiques de ces cycles.

1.2.2. Les bilans entrées-sorties

L'établissement d'un bilan entrées-sorties dans le sol nécessite de quantifier les flux d'éléments minéraux qui entrent et sortent dans les horizons de sol explorés par les racines. En foresterie, il représente un outil de diagnostic permettant d'évaluer l'évolution à long terme de la fertilité chimique du sol à l'échelle d'une parcelle et sur un cycle de plantation (Ranger et Turpault, 1999). Le bilan entrées-sorties peut aussi être établi à l'échelle du sol sur un pas de temps annuel (ou saisonnier) pour une évaluation fine de l'évolution de la disponibilité d'éléments minéraux dans le sol au fur et à mesure du vieillissement d'un peuplement. L'établissement de bilan entrées-sorties à l'échelle du sol pourrait être un outil adapté en plantation d'hévéas immature pour améliorer le pilotage des apports des principaux éléments nutritifs (Vrignon-Brenas et al., 2019). A l'échelle du sol, les paramètres du bilan entrées-sorties (exprimés en $\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) sont :

$$B_{\text{annuel}} = \text{entrées (PLV + F + RA + AM + L + FS + RR)} - \text{sorties (P + E + D + Pg)}$$

avec :

- B_{annuel} : bilan entrées-sorties annuel à l'échelle sol ;
- PLV : apports atmosphériques (AA) + récréation ;

- F : fertilisation ;
- RA : restitution de résidus d'abattage ;
- AM : altération des minéraux ;
- L_{hévéa} : chutes de litières du peuplement ;
- L_{PC} : chutes de litières de la plante de couverture ;
- FS : fixation symbiotique de N par la légumineuse ;
- RR : renouvellement des racines fines ;
- P : prélèvement total du peuplement (i.e., immobilisation + chutes de litière + renouvellement des racines fines + récréation) ;
- E : érosion ;
- D : drainage profond ;
- Pg : pertes gazeuses (dénitrification et volatilisation).

Un bilan négatif pour un élément donné traduit une tendance vers un épuisement des stocks du sol qui peut s'accompagner d'une baisse des performances ; en revanche un bilan positif traduit une accumulation et donc une amélioration de la fertilité à condition que cette accumulation ne se fasse pas en excès (risque de toxicité pour la plante) ; un bilan de zéro signifie une stabilité des conditions et peut donc être interprété comme un maintien de la fertilité (si le niveau de l'élément était en quantité suffisante) ou un maintien de l'épuisement (si la disponibilité de l'élément était faible). Les résultats de ces bilans doivent cependant être relativisés au regard des stocks dans le sol et de la dynamique des besoins des plantes en éléments minéraux. A notre connaissance, aucune étude diachronique de la fertilité basée sur l'approche bilan n'a été menée en hévéaculture. Ce manque de connaissance traduit une gestion empirique de la fertilité du sol pouvant avoir des répercussions économiques et environnementales négatives en cas de sur-fertilisation ou pouvant réduire la productivité du système en cas de sous fertilisation.

1.2.3. Le cas de l'hévéa en phase immature

Une compilation des références portant sur certains flux d'éléments minéraux permet d'avoir une vision grossière du fonctionnement minéral d'une plantation d'hévéas immature. Une quantification des principaux flux, sur la base d'une revue de la littérature (Vrignon-Brenas et al., 2019) et appliquée à la Figure 3, peut être dressée :

Prélèvement du peuplement (flux 1 dans la Figure 3). En moyenne sur toute la durée de la phase immature (0-6 ans), ce flux est de 67-117, 5-10, 42-50, et 15-20 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le N, P, K et Mg respectivement (aucune référence pour le Ca n'a été trouvée dans la littérature) d'après des études menées au Sri Lanka, en Malaisie et en Chine (Shorrocks, 1965a; Samarappuli, 1996; Chen et al., 2011).

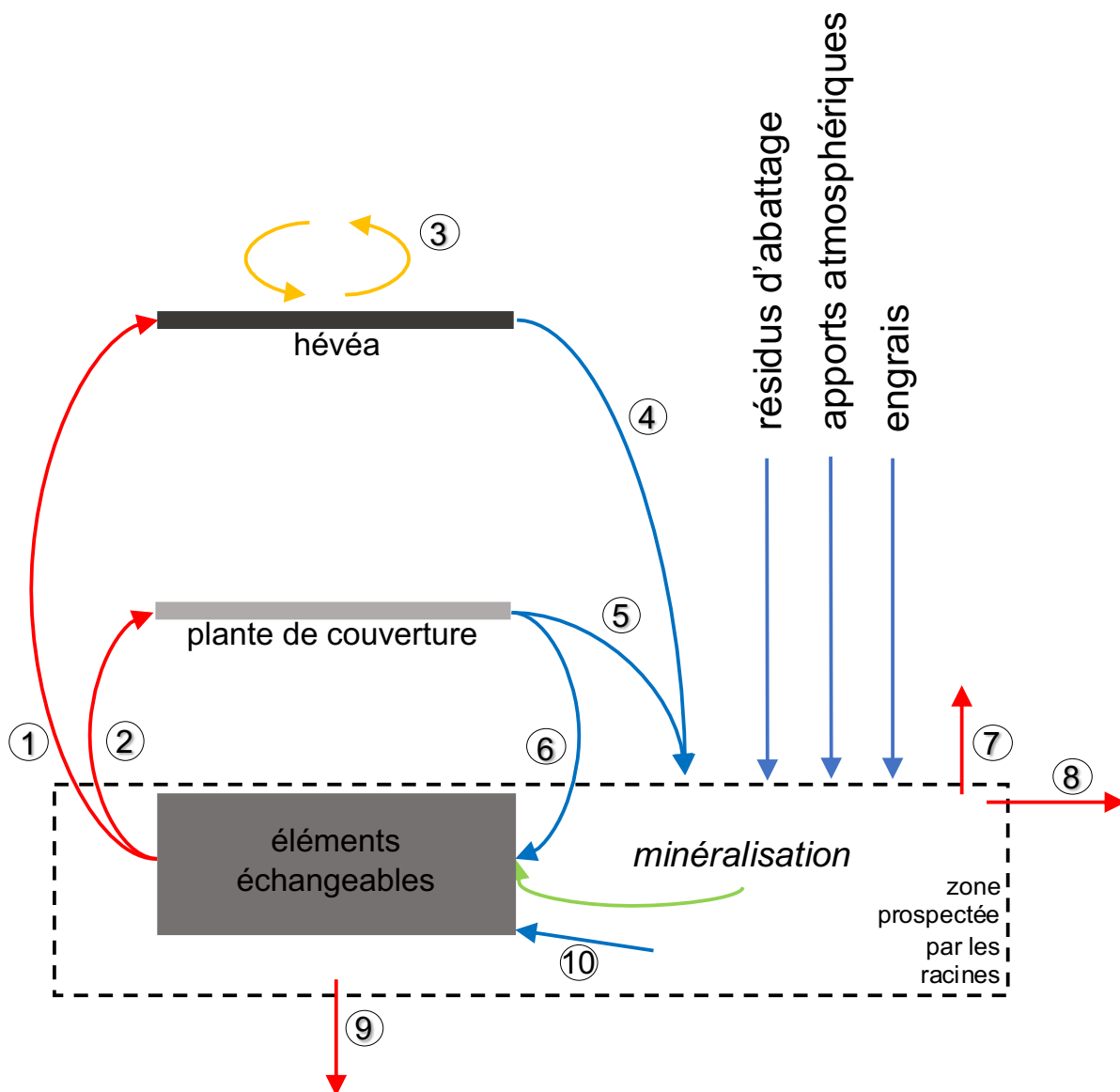


Figure 3 : Schéma des principaux flux (flèches) s'inscrivant dans un bilan « entrées-sorties » à l'échelle du sol et des stocks (rectangle) d'éléments minéraux dans une plantation d'hévéas immature industrielle. 1 : prélèvement du peuplement ; 2 : prélèvement de la plante de couverture ; 3 : résorption foliaire ; 4 : chutes de litières d'hévéas ; 5 : chute de litière de la plante de couverture ; 6 : fixation symbiotique de N ; 7 pertes sous formes gazeuses ; 8 : pertes par érosion ; 9 : pertes par drainage ; 10 : altération des minéraux. Les flèches bleues représentent les entrées d'éléments minéraux au niveau du sol, les flèches rouges correspondent aux sorties, la flèche verte correspond à un recyclage interne dans le sol et la flèche orange à un recyclage interne dans l'arbre. Adapté de Vrignon-Brenas et al. (2019).

Prélèvement par la plante de couverture au sol (flux 2 dans la Figure 3). Pour une légumineuse (*Pueraria phaseoloides*) dans une plantation d'hévéas âgée de 3 ans, ce flux a été estimé à 250, 10 et 70 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P et K respectivement (Clermont-Dauphin et al., 2016).

Résorption foliaire de l'hévéa (flux 3 dans la Figure 3). Le taux de résorption au cours de la sénescence des feuilles dans une plantation de 6 ans a été estimé à 46 % pour le N, 69 % pour le P et 44 % pour le K (Li et al., 2016).

Chutes de litières de l'hévéa (flux 4 dans la Figure 3). Ce flux s'élève à 68, 5 et 15 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P et K respectivement à la fin de la phase immature (Vrignon-Brenas et al., 2019).

Chutes de litière de la plante de couverture (flux 5 dans la Figure 3). Aucune valeur n'est disponible dans la littérature en plantation d'hévéas à notre connaissance.

Fixation symbiotique (flux 6 dans la Figure 3). Dans une plantation d'hévéas de 4 ans, ce flux a été estimé entre 212 et 233 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (Clermont-Dauphin et al., 2016) avec un taux de fixation autour de 90 %.

Pertes sous formes gazeuses (flux 7 dans la Figure 3). La volatilisation varie de 2.5 à 4 kg N ha⁻¹ an⁻¹ dans une plantation de 9 ans fertilisée avec 75 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N (Zhou et al., 2016).

Pertes par érosion (flux 8 dans la Figure 3) : bien que certaines études aient évalué le ruissellement et le détachement de sol en plantations immatures, aucune donnée à notre connaissance n'est disponible sur les pertes d'éléments minéraux pour ce flux.

Pertes par drainage profond (flux 9 dans la Figure 3). Aucune donnée n'est disponible pour ce flux en plantations immatures à notre connaissance. Dans une plantation de 17 ans, les flux d'éléments en solution à 150 cm de profondeur s'élèveraient à 4, 0, 3, 8 et 4 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, K, P, Ca et Mg respectivement en Indonésie (Kurniawan et al., 2018). On peut faire l'hypothèse que les flux par drainage profond sont plus élevés en début de cycle, principalement du fait d'une prospection racinaire plus faible et d'une forte minéralisation des matières organiques du sol.

Altération des minéraux (flux 10 dans la Figure 3). Ce flux est souvent considéré comme négligeable dans les agroécosystèmes tropicaux car les sols sont généralement déjà très altérés.

Minéralisation d'azote. Ce flux varie selon les études entre 70 et 400 kg N ha⁻¹ an⁻¹ en phase immature (Schroth et al., 2001; Ishizuka et al., 2002).

Apports atmosphériques. Les apports d'éléments minéraux par la pluie pour une pluviométrie annuelle de 2500 mm, sont de 20, 0.2, 12, 3 et 38 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg respectivement (Shorrocks, 1965b).

Apports d'engrais. L'apport de fertilisant est très variable selon le contexte d'étude, de 30 à 697 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, 12 à 144 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P, 11 à 228 kg ha⁻¹ an⁻¹ de K et 0 à 128 kg ha⁻¹ an⁻¹ Mg en fonction des références (Vrignon-Brenas et al., 2019).

Restitution de résidus d'abattage. Un peuplement en fin de vie (entre 31 et 40 ans après la plantation) contient 934 à 1779 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, 156 à 277 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P, 592 à 1233 kg ha⁻¹ an⁻¹ de K, 2119 à 2179 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca et 417 à 560 kg ha⁻¹ an⁻¹ Mg dans sa biomasse aérienne et souterraine (Polinière and Van Brandt, 1964a; Shorrocks, 1965a; Yew, 2001; Hytönen et al., 2019). Dans le cas d'une restitution au sol complète des arbres abattus, ces éléments se décomposent en 0.5 à 2.4 années selon le compartiment, d'après la seule étude disponible dans la littérature à ce jour (Yew, 2001). Aucune cinétique de libération des éléments minéraux selon les différents compartiments de l'arbre n'est disponible à notre connaissance. Les éléments minéraux contenus dans les résidus d'abattage et libérés en totalité en 2.4 ans sont supérieurs aux besoins d'un peuplement en début de cycle, ce qui pourrait provoquer des pertes élevées par ruissellement superficiel et drainage profond.

Les valeurs citées ci-dessus apportent des ordres de grandeur de flux mais leur portée est limitée pour comprendre le fonctionnement biogéochimique de la plantation et pouvoir procéder à des recommandations de gestion car ils sont sujets à de très fortes variations selon :

- l'âge du peuplement, qui impactera principalement le flux de prélèvement d'éléments minéraux par l'hévéa et la plante de couverture ainsi que les chutes de litière ;
- le contexte édaphique et plus particulièrement la texture et le taux de matière organique, qui auront surtout un effet sur la minéralisation du N, les pertes par drainage et les pertes par érosion ;
- les pratiques culturales, notamment l'apport d'engrais et la gestion des résidus d'abattage, mais aussi le clone, la densité de plantation, etc., qui auront des effets directs ou indirects sur l'ensemble des cycles biogéochimiques au sein de l'agroécosystème.

1.3. Principaux leviers agronomiques pour améliorer la fertilité des sols

1.3.1. La gestion des résidus d'abattage

Les résidus d'abattage correspondent aux compartiments des arbres abattus à la fin du cycle de plantation (troncs, branches, feuilles, souches et racines). Deux pratiques sont couramment utilisées pour la gestion des résidus d'abattage à la replantation : soit le brûlis sur la parcelle, soit leur exportation partielle ou totale. Ces deux pratiques sont mises en œuvre pour des raisons économiques et/ou phytosanitaires.

Le brûlis est la pratique la plus économique à court terme car elle réduit le nombre d'interventions sur le terrain (Simorangkir, 2006). Il s'agit de la pratique historiquement utilisée lors de la destruction d'une forêt naturelle pour l'établissement d'une plantation d'hévéas (Akhurst, 1939). Elle a aussi l'avantage de limiter le développement du fomès. La pratique du brûlis a été interdite dans plusieurs pays pour son impact négatif sur la qualité de l'air provoqué par l'accumulation de particules fines dans l'atmosphère (Tomich et al., 1998). Dans un scénario de restitution partielle des résidus d'abattage, la récolte du tronc et des grosses branches constitue une source de revenu supplémentaire non négligeable, selon le prix de vente du bois (Simorangkir, 2006; Shigematsu et al., 2013). La restitution au sol complète des résidus d'abattage n'est pas une pratique utilisée à grande échelle par risque de développement du fomès. Même si aucune étude n'a fourni d'informations quantitatives sur le lien entre la quantité de biomasse laissée sur place et l'apparition de cette maladie, le retrait des résidus d'abattage est fortement recommandé pour des raisons phytosanitaires (Nandris et al., 1987; Mariau et al., 2001; Omorusi, 2012).

Le brûlis et la récolte totale ou partielle des résidus d'abattage ont des effets négatifs sur la fertilité des sols (Karthikakuttyamma et al., 2000; Yew, 2001). Le brûlis est susceptible de provoquer de sérieux changements dans le fonctionnement de l'écosystème, en augmentant notamment le taux de minéralisation de la matière organique et la volatilisation des nutriments (Neary et al., 1999). La majorité du N, P et K contenue dans les résidus de coupe sont perdus à la suite d'un brûlis, comme le reporte des études en plantation d'eucalyptus au Brésil et au Congo (Nzila et al., 2002; Gonçalves et al., 2007). Cette pratique est fortement déconseillée dans ces plantations pérennes à croissance rapide (Nzila et al., 2002). Lorsque les résidus d'abattage sont retirés de la parcelle, les éléments nutritifs qui se sont accumulés dans l'arbre pendant le cycle de plantation sont exportés (Compagnon, 1986a; Krishnakumar and Potty, 1992). Un appauvrissement du sol au fil des cycles de replantations est donc inévitable si un apport d'éléments minéraux n'est pas effectué pour contrebalancer l'exportation. La réduction des stocks d'éléments minéraux dans le sol provoquée par le brûlis et le retrait partiel ou total des résidus d'abattage sont susceptibles d'avoir un impact négatif sur la croissance des jeunes hévéas (Polinière and Van Brandt, 1967).

Dans le cas d'une restitution complète des résidus d'abattage, les éléments minéraux issus de leur décomposition pourraient avoir un effet positif sur certains flux d'éléments minéraux et sur la fertilité du sol à long terme (Polinière and Van Brandt, 1964a; Watson, 1964; Shorrocks, 1965b; Watson, 1989; Yew, 2001). Mais le déséquilibre entre la quantité importante d'éléments minéraux contenue dans les résidus d'abattage et les besoins faibles du peuplement les premières années après plantation pourrait aussi provoquer des pertes par drainage sur des sols très sableux et par érosion dans le cas d'une topographie vallonnée. L'absence d'étude sur l'influence de la restitution des résidus d'abattage en plantation d'hévéas immature ne permet toutefois pas d'appréhender précisément son effet sur le fonctionnement biogéochimique et biologique du sol.

Des hypothèses peuvent être formulées sur la base d'études plus nombreuses réalisées en plantations d'eucalyptus. La gestion des résidus a été intensivement étudiée dans ces systèmes. Ils constituent un modèle intéressant car (1) leur cycle de plantation est comparable à la période immature des plantations d'hévéas (~6 à 7 ans) et (2) hévéa et eucalyptus sont cultivés dans des conditions pédoclimatiques similaires. Les résultats ont généralement révélé une forte corrélation positive entre la quantité des résidus laissée sur place après la coupe et la croissance du peuplement replanté (Laclau et al., 2010a; Rocha et al., 2016). Cette amélioration serait liée à des changements dans le cycle des éléments minéraux (Rocha et al., 2016; Versini et al., 2014) et à une augmentation du C organique, du N et des cations échangeables dans les horizons superficiels du sol (Hu et al., 2014). Ces résultats en plantations d'eucalyptus ont mis en évidence la possibilité de réduire les applications de certains engrais dans le cas de replantations par rapport aux pratiques communément réalisées par les industriels. On peut s'attendre à ce que la réponse à la restitution des résidus d'abattage soit plus marquée en plantation d'hévéas qu'en plantation d'eucalyptus, en termes de flux d'éléments minéraux et de vitesse de croissance du peuplement. En effet les quantités d'éléments minéraux restituées au sol en plantation d'hévéas sont bien supérieures à celles en plantations d'eucalyptus (x4 à x10 selon l'élément considéré) (Laclau et al., 2010a). Il apparaît important de pallier au manque de connaissances actuel sur l'influence des modes de gestion des résidus d'abattage dans des replantations d'hévéas pour répondre simultanément aux préoccupations économiques et environnementales.

1.3.2. La fertilisation

La croissance des hévéas en phase immature répond fortement à l'apport d'engrais minéral (Vrignon-Brenas et al., 2019). Il s'agit d'une pratique courante dans ces plantations majoritairement établies sur des sols pauvres. Les recommandations d'apport d'engrais se font en général sur des bases empiriques sans bénéficier d'outils de pilotage, comme le diagnostic foliaire pour le palmier à huile (Rafflegeau et al., 2010) ou un diagnostic sol comme

pour le café et le cacao (Snoeck et al., 2016). Ainsi, les quantités apportées varient énormément d'un contexte à l'autre, selon l'institut technique du pays en charge de la recommandation, de 27 à plus de 600 kg ha⁻¹ an⁻¹ par exemple pour le N (Watson, 1989). Plusieurs études ont pourtant montré que les hêvéas atteignent leur croissance maximale avec une quantité relativement faible d'engrais. Au Sri Lanka, l'apport de 50, 20 et 50 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P et K respectivement a augmenté la circonférence finale d'hêvéas de 6 ans de 2 à 19% par rapport à des arbres non fertilisés (Yogaratnam et al. 1984). En Inde, Meti et al. (2002) et George et al. (1997) ont rapporté que le fait d'apporter 20 ou 30 kg N ha⁻¹ an⁻¹, 30 ou 40 kg P ha⁻¹ an⁻¹ et 20 ou 40 kg K ha⁻¹ an⁻¹ en fertilisation aboutissait à des croissances similaires. Dans une autre étude, il est reporté que 50 % de la dose d'engrais recommandée par les instituts techniques en Côte d'Ivoire suffirait pour atteindre un pourcentage similaire d'arbres saignables en fin de phase immature par rapport à l'application de 100 % de la dose recommandée (Allé et al. 2015). Les doses d'engrais élevées préconisées par certains instituts techniques ont pour objectif une croissance rapide du peuplement, mais l'apport en excès d'éléments minéraux par la fertilisation par rapport aux besoins des arbres peut aboutir à une diminution de la rentabilité économique de la plantation et à des effets négatifs sur l'environnement (pollution des eaux souterraines par les nitrates et pertes gazeuses de N par volatilisation notamment). Pour limiter le risque de pertes de nutriments, il est essentiel d'adapter les apports d'engrais aux besoins des arbres en tenant compte de la dynamique de disponibilité de ces éléments dans le sol.

1.3.3. La plante de couverture

La densité d'arbres d'une plantation monoclonale varie de 400 à 700 arbres par ha avec des interlignes de 6 à 8 m, laissant ~75 % de la surface du sol non cultivée. En plantations d'hêvéas industrielles, l'utilisation d'une plante de couverture vivace de la famille des Fabacées (majoritairement *Mucuna bracteata* ou *Pueraria phaseoloides*) dans l'interligne est la pratique la plus couramment utilisée, principalement pour limiter les risques d'érosion et contrôler le développement des adventices dans l'interligne. En outre, semer une légumineuse est une pratique appropriée pour une gestion intégrée des nutriments pendant la phase immature, comme le montre la revue complète réalisée par Broughton (1977) sur la base des travaux réalisés en Malaisie entre les années 1950 et 1970. La légumineuse aurait aussi l'avantage d'accroître la circonférence des arbres, de 11 à 29 % dans des plantations de 4 à 6 ans par rapport à une couverture naturelle spontanée (Watson et al., 1964; Broughton, 1977; Clermont-Dauphin et al., 2016), permettant ainsi de raccourcir la période immature de 5 mois à 1 an (Watson et al., 1964, 1964). L'amélioration de la croissance des hêvéas s'expliquerait par une meilleure nutrition minérale, notamment azotée. Watson et al. (1964) ont montré qu'une légumineuse augmentait significativement les teneurs en N (+ 5.5 %) et en P (+ 3.4 %)

du feuillage de l'hévéa par rapport à un couvert herbacé. Trois ans après l'établissement de la légumineuse, Clermont-Dauphin et al. (2016) ont observé des teneurs en éléments minéraux significativement plus élevées dans les feuilles d'hévéas des parcelles avec légumineuse (2.66 % N, 0.19 % P et 1.62 % K) comparé aux parcelles dont le sol était nu (1.69 % N, 0.15 % P et 1.18 % K). Broughton (1977) considèrent que les légumineuses agissent comme une "banque" de nutriments pendant la phase de croissance juvénile de arbres en raison de leur capacité à accumuler rapidement des nutriments, principalement du N, et à les rendre disponibles pour les hévéas par la dégradation de leur litière lorsque les arbres sont installés. Dans certaines conditions, l'interaction entre l'hévéa et la légumineuse peut toutefois ne pas être bénéfique. Clermont-Dauphin et al. (2013) ont montré que les hévéas combinés avec *Pueraria phaseoloides* étaient plus sensibles à la sécheresse que les arbres cultivés avec une couverture naturelle dans l'interligne. Dans un agroécosystème, l'introduction d'une légumineuse, caractérisée par des besoins en phosphore importants pour la fixation symbiotique, peut aussi avoir des effets néfastes sur la production de biomasse de la plante d'intérêt dans un contexte de sol très pauvre en phosphore assimilable (Sauvadet et al., 2021).

1.3.4. Abattage et travail du sol à la replantation

La phase de replantation correspond à la période entre l'abattage d'un vieux peuplement d'hévéas et le début du cycle de plantation suivant. Il se divise en plusieurs interventions pouvant perturber plus ou moins fortement le sol : l'abattage, le sous-solage et l'andainage. Toutes ces étapes impliquent le passage d'engins lourds susceptibles de dégrader la structure du sol. C'est aussi une période où les risques de pertes par drainage et érosion sont forts puisque le sol est nu et aucune végétation n'est présente pour le prélèvement des éléments minéraux.

Une étude portant sur les méthodes d'abattage de plantations pérennes tropicales montre qu'une méthode dite mécanisée à l'aide d'engins entraîne une augmentation significative de la densité apparente en surface et en profondeur par rapport à une méthode manuelle à la tronçonneuse (Ghuman et al., 1991). En foresterie, il a été démontré que l'utilisation d'excavateurs à godet standard réduit le compactage du sol par rapport l'utilisation de bulldozer pour le dessouchage (Sturrock, 2000). Le sous-solage est une pratique courante car elle favorise le développement racinaire des jeunes hévéas (Dea et al., 2001). Elle est aussi utilisée pour extraire les racines latérales qui constituent un substrat de développement des champignons pourridiés (Tran Van Canh, 1996). Le sous-solage engendre cependant une perturbation du sol en profondeur susceptible de dégrader sa structure et d'augmenter drastiquement la décomposition des MOS (McLauchlan, 2006), même si aucune étude ne confirme ces résultats dans le contexte des sols hévéicoles tropicaux.

Des travaux permettant d'évaluer l'impact des différents engins sur la fertilité du sol seraient intéressants à mener en hévéaculture. Les stades d'interventions de préparation du sol mériteraient d'être davantage étudiés afin de diminuer au maximum les perturbations engendrées. A notre connaissance, aucune étude n'a porté sur la perturbation provoquée par les différentes interventions (abattage, sous-solage et andainage) pendant la phase de replantation, ni sur les leviers agronomiques à mettre en place en phase immature pour limiter les effets négatifs liés à ces interventions.

1.4. Objectifs de l'étude

L'objectif principal de cette étude a été d'améliorer notre compréhension de l'influence de la gestion des résidus d'abattage sur les cycles biogéochimiques et le fonctionnement du sol en plantation d'hévéas immatures. Les objectifs spécifiques ont été, selon la quantité de résidus d'abattage laissée sur place, de :

- Quantifier la dynamique des flux et des stocks d'éléments minéraux de manière diachronique entre la plantation et l'âge de 3 ans.
- Établir des bilans entrées-sorties annuels à l'échelle du sol.
- Évaluer la perturbation du fonctionnement du sol engendrée par la phase de replantation et sa restauration en début de cycle de plantation.
- Formuler des recommandations de gestion pour maintenir la fertilité du sol et assurer une croissance optimale du peuplement.

Nous faisons les hypothèses que (1) la restitution complète de résidus d'abattage conduit à un découplage fort entre les apports d'éléments minéraux issus de leur décomposition et les besoins du peuplement la première année après plantation, entraînant des pertes élevées par érosion et drainage profond ; (2) la restitution complète de résidus d'abattage améliore la croissance, les stocks d'éléments minéraux du peuplement et la santé du sol par rapport à une exportation totale ou partielle ; (3) l'influence du mode de gestion des résidus d'abattage sur les cycles biogéochimiques est dépendante du contexte édaphique, une réponse plus marquée étant attendue dans des sols pauvres en éléments minéraux pour les arbres.

Pour cela, les cycles biogéochimiques et la santé du sol ont été évalués dans 2 plantations d'hévéas aux conditions édaphiques contrastées en Côte d'Ivoire. Ce travail de thèse s'est adossé au projet FERTIM, réunissant 3 instituts de recherche français (Cirad, IRD et Université Clermont-Auvergne) et 2 sociétés privées ivoiriennes de plantations d'hévéas (la SAPH, Société Africaine des Plantations d'Hévéas et la SOGB, Société de Caoutchouc de Grand-Béréby). Le projet aborde des questions portant sur le fonctionnement minéral et biologique du sol dans des plantations d'hévéas immatures. Il est financé par l'Institut Français du Caoutchouc, la SIPH (Société International des Plantations d'Hévéas), la SOCFIN et Michelin.

L'objectif général du projet est de développer des outils d'aide à la décision pour une gestion durable de la fertilisation et de la fertilité du sol dans les plantations d'hévéas immatures au travers d'une meilleure compréhension du déterminisme des besoins nutritionnels des arbres et de l'évolution de la fertilité des sols dans ces plantations. Deux dispositifs expérimentaux similaires ont été mis en place à partir de fin 2017 en Côte d'Ivoire, une sur la plantation SAPH de Bongo, l'autre sur la plantation de la SOGB de Grand-Béréby. Ces dispositifs visent à tester l'effet de la gestion des résidus d'abattage sur les cycles des nutriments, la fertilité des sols et la croissance des arbres au cours de la phase immature de replantations. Le projet s'articule en 3 axes : (1) étude des cycles des éléments minéraux, (2) étude du fonctionnement de l'arbre et (3) étude du fonctionnement biologique du sol. Ce travail de thèse est essentiellement ciblé sur l'axe 1 du projet mais il s'intéresse aussi à certains aspects des axes 2 et 3 pour aboutir à une vision plus large du fonctionnement des plantations d'hévéas immatures.

2. Méthodologie générale

2.1. Description des sites d'étude

2.1.1. Localisation

L'étude s'est déroulée dans deux plantations commerciales d'hévéas en Côte d'Ivoire (Figure 4). La plantation de Bongo appartient à la Société Africaine des Plantations d'Hévéas (SAPH) et est localisée dans le sud-est du pays (latitude $5^{\circ}30'32.364''N$, longitude $3^{\circ}32'51.755''W$, altitude 96 m). La plantation de la Société de Caoutchouc de Grand-Béréby (SOGB) est située dans le sud-ouest du pays (latitude $4^{\circ}43'9.696''N$, longitude $7^{\circ}6'41.795''W$, altitude 34 m).

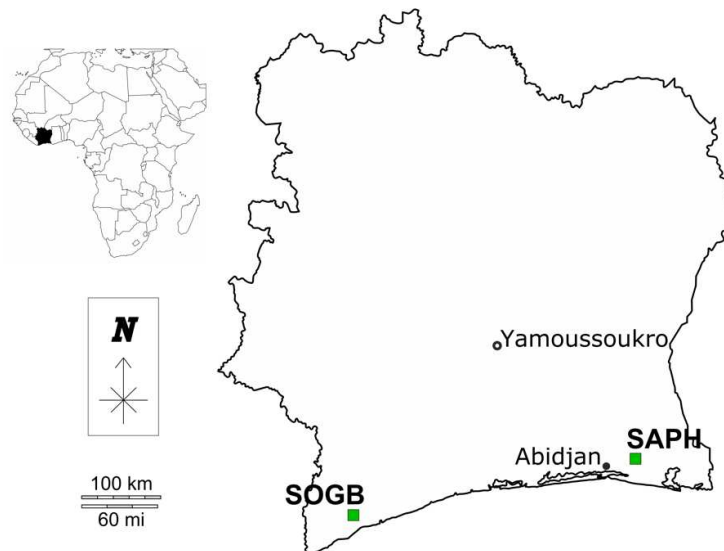


Figure 4 : Localisation des sites d'étude

2.1.2. Climat

Les sites d'étude se situent dans la zone écologique de la forêt tropicale, où règne un climat subéquatorial favorable à la culture de l'hévéa. Les précipitations dans le sud de la Côte d'Ivoire sont réparties entre deux saisons des pluies, une majeure de mai à juillet et une mineure d'octobre à novembre, avec deux saisons sèches de décembre à avril et d'août à septembre. La pluviométrie annuelle moyenne est de 1758 mm à SAPH et de 1701 mm à SOGB sur la période 2011-2021 (Figure 5). La pluviométrie moyenne annuelle des 3 années culturales sur lesquelles l'étude se base, de juin 2018 à mai 2021, était de 2080 mm à la SAPH et de 1682 mm à la SOGB. La température moyenne annuelle à la SAPH est de $27.2^{\circ}C$ et de $26.9^{\circ}C$ à la SOGB, avec de faible variation intra-annuelle sur les 2 sites.

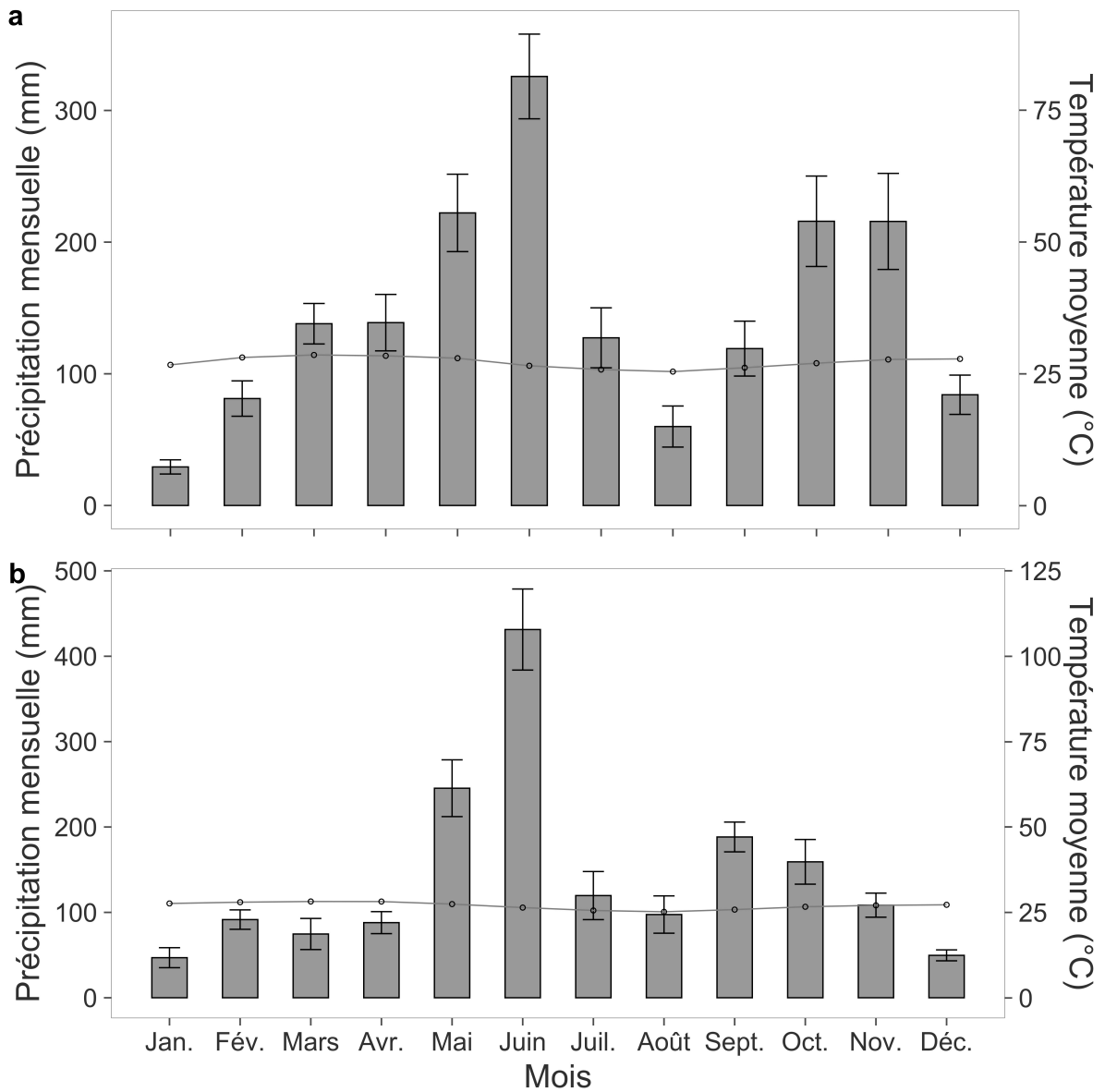


Figure 5 : Diagramme ombrothermique de la SAPH (a) et de la SOGB (b) sur la période 2011-2021. Les données de température proviennent des stations d'Adiaké et de San Pedro, deux villes proches de la SAPH et de la SOGB respectivement (source : infoclimat.fr). Les données de pluviométries proviennent des enregistrements réalisés sur les 2 sites d'étude. Les histogrammes représentent les précipitations et les lignes les températures moyennes.

2.1.3. Type de sol

Le sol à la SAPH est classé comme un Acrisol d'après la classification des sols du World Reference Base for Soil Resources (WRB). Ces sols sont profonds, drainants et caractérisés par une faible CEC. Les éléments grossiers (diamètre > 2 mm) sont quasiment absents sur la profondeur 0-30 cm, ils représentent moins de 0.1 % de la masse du sol brut. Le relief est relativement plat (pentes < 5 °).

Le sol de la SOGB serait aussi classé comme un Acrisol selon le WRB. Les sols sont de couleur rouge, en raison d'une accumulation en oxyhydroxydes d'aluminium et de fer. Les sols présentent beaucoup d'éléments grossiers correspondant à des concrétions ferrallitiques inférieures à 1 cm de diamètre. Sur l'horizon 0-30 cm elles représentent 11.3 % de la masse du sol brut. Le relief est constitué de collines, avec des pentes moyennes d'environ 10 ° et pouvant aller jusqu'à 25 °.

La texture du sol est sablo-limoneuse à la SAPH et limono-argilo-sableuse à la SOGB dans les horizons superficiels (Tableau 1). La proportion d'argile augmente avec la profondeur sur les deux sites, de 10.3 % à 22.7 % à la SAPH et de 23.3 % à 41.3 % à la SOGB pour les horizons 0-5 et 100-200 cm respectivement. Les concentrations en carbone et azote totaux sont comparables entre les sites. Le carbone total dans le profil varie de 1.07 % en surface à 0.29 % dans la couche 100-200 cm à la SAPH et de 1.35 % à 0.37 % à la SOGB. Les concentrations en P assimilable (Bray II) sont en revanche très contrastées entre les sites, avec une concentration au moins trois fois plus élevées à la SAPH qu'à la SOGB dans les horizons 0-5, 5-10 et 10-30 cm. La faible concentration en P assimilable à la SOGB (5.7 mg kg⁻¹ dans l'horizon 0-5 cm) s'explique par la sorption d'ions orthophosphates sur les oxydes et hydroxydes métalliques ainsi que sur la kaolinite. Les sols des deux sites sont acides, avec un pH_{eau} compris entre 4 et 5 dans les horizons de surface.

Tableau 1 : Analyses physico-chimiques des sols à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) sur des prélèvements réalisés en avril 2018 (n = 4).

Site	Horizon (cm)	Sable (%)	Limon	Argile	C total	N total (ppm)	P Bray II	P total	K éch. (cmol kg ⁻¹)	Ca éch.	Mg éch.	CEC*	pH (H ₂ O)
SAPH	0-5	85.9 ± 0.8	2.2 ± 0.5	10.3 ± 0.5	1.1 ± 0.1	857 ± 109	19.0 ± 4.4	145 ± 19	0.10 ± 0.05	0.35 ± 0.12	0.15 ± 0.09	1.4 ± 0.2	4.6 ± 0.2
	5-10	86.9 ± 1.4	1.8 ± 0.2	10.7 ± 0.4	1.0 ± 0.1	829 ± 112	17.2 ± 3.0	150 ± 16	0.04 ± 0.01	0.26 ± 0.08	0.11 ± 0.03	1.2 ± 0.1	4.3 ± 0.2
	10-30	86.0 ± 0.8	2.3 ± 0.5	11.1 ± 0.3	0.7 ± 0.0	602 ± 49	11.7 ± 2.0	155 ± 25	0.04 ± 0.01	0.18 ± 0.08	0.09 ± 0.03	1.1 ± 0.2	4.2 ± 0.2
	30-100	81.9 ± 1.8	5.7 ± 1.5	13.6 ± 3.7	0.4 ± 0.1	345 ± 36	9.5 ± 2.7	-	-	-	-	-	-
	100-200	74.9 ± 2.8	3.1 ± 0.5	22.7 ± 2.4	0.3 ± 0.0	349 ± 21	8.4 ± 1.5	-	-	-	-	-	-
SOGB	0-5	66.3 ± 4.5	9.3 ± 1.8	23.3 ± 4.6	1.3 ± 0.2	1007 ± 110	5.7 ± 1.0	138 ± 46	0.10 ± 0.02	0.44 ± 0.25	0.26 ± 0.06	1.8 ± 0.1	4.9 ± 0.2
	5-10	66.4 ± 2.6	10.7 ± 2.2	22.1 ± 3.5	1.2 ± 0.2	867 ± 135	4.4 ± 1.1	145 ± 52	0.10 ± 0.03	0.30 ± 0.15	0.19 ± 0.08	1.7 ± 0.3	4.8 ± 0.3
	10-30	62.7 ± 3.9	13.8 ± 5.3	23.8 ± 5.8	1.0 ± 0.1	799 ± 96	3.8 ± 0.8	143 ± 51	0.08 ± 0.03	0.30 ± 0.15	0.17 ± 0.07	1.7 ± 0.2	4.7 ± 0.3
	30-100	42.5 ± 5.1	15.8 ± 4.7	40.7 ± 7.1	0.6 ± 0.1	556 ± 73	4.6 ± 0.9	-	-	-	-	-	-
	100-200	38.8 ± 1.6	19.5 ± 3.7	41.3 ± 3.2	0.4 ± 0.0	383 ± 33	5.8 ± 1.1	-	-	-	-	-	-

* CEC cobaltihexamine

2.1.4. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental correspond à un dispositif en blocs randomisés incomplets, identique à la SAPH et à la SOGB. Il est constitué de 6 traitements répétés 4 fois au sein de blocs, soit 24 parcelles élémentaires par site. Une parcelle élémentaire comprend à 5 lignes de 16 à 17 arbres, soit ~1500 m². Les traitements ont été :

- R0S : tous les résidus d'abattage ont été retirés des parcelles. Aucune légumineuse semée après l'abattage. Aucune fertilisation après la plantation.
- R0F0 : tous les résidus d'abattage ont été retirés des parcelles. Une légumineuse a été semée après l'abattage. Aucune fertilisation après la plantation.
- R1F0 : seulement les troncs ont été retirés (branches, feuilles, souches et racines ont été laissés sur place). Une légumineuse a été semée après l'abattage. Aucun apport de fertilisation. Le traitement R1F0 correspond à la pratique implémentée dans une partie des parcelles industrielles de la SAPH. Les troncs et les plus grosses branches sont broyés sur place pour être valorisés en biomasse énergie.
- R2F0 : aucun résidu d'abattage n'a été retiré, i.e., les troncs, branches, feuilles, souches et racines ont été laissés sur place (andainage dans l'interligne). Une légumineuse a été semée après l'abattage. Aucune fertilisation n'a été apportée après la plantation.
- R2F1 : aucun résidu d'abattage n'a été retiré, i.e., les troncs, branches, feuilles, souches et racines ont été laissés sur place (andainage dans l'interligne). Une légumineuse a été semée après l'abattage. Des apports de fertilisation ont eu lieu après la plantation. Il s'agit de la modalité pratiquée à l'échelle industrielle à la SOGB et dans une partie des parcelles de la SAPH.
- R3F0 : les résidus d'abattage retirés du R0F0 ont été apportés dans ce traitement. Une double quantité de troncs, branches, feuilles, souches et racines sont présents par rapport aux traitements R2F0 et R2F1. Une légumineuse a été semée après l'abattage. Aucune fertilisation n'a été apportée après la plantation. Ce traitement n'est pas envisageable à l'échelle industrielle mais présente un intérêt scientifique en accroissant le gradient de restitution afin de pouvoir faire apparaître des éventuels effets de seuil.

Les traitements sélectionnés pour l'évaluation des cycles biogéochimiques ont été le R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0, ce qui a permis de quantifier l'effet de la restitution de résidus d'abattage (R0F0 vs R2F0 vs R3F0) et de la fertilisation (R2F0 vs R2F1) sur les cycles des éléments.

Pour l'étude de la santé des sols, les traitements sélectionnés ont été le R0S, R0F0, R1F0 et R2F0. Ce choix a permis d'évaluer les effets de la plante de couverture (R0S vs R0F0) et des résidus d'abattage (R0F0 vs R1F0 vs R2F0), deux leviers importants dans la restauration des fonctions du sol après une perturbation.

2.1.5. Itinéraire technique

Les 2 dispositifs expérimentaux ont été établis après la coupe rase d'une plantation d'hévéas en fin de cycle de production. L'abattage a été réalisé en novembre 2017 avec un bulldozer équipé d'une lame classique poussant les arbres, ce qui permet leur dessouchage. A la SAPH, la plantation abattue avait 40 ans, la circonférence moyenne des arbres était de 101.6 cm et la densité de 253 arbres vivants par ha. La vieille plantation à la SOGB était âgée de 38 ans, la circonférence des arbres était de 103.7 cm et la densité de 233 arbres vivants par ha (Photo 1a). Avant ce cycle d'hévéas, la forêt naturelle occupait les sols sur les deux sites.

Une légumineuse, *Pueraria phaseoloides*, a été semée dans l'interligne en février 2018 (10 kg ha⁻¹ de graines humidifiées) dans les traitements R0F0, R1F0, R2F0, R2F1 et R3F0. L'utilisation de cette plante est courante dans les plantations industrielles d'hévéas immatures, notamment pour contrôler l'érosion. Dans les traitements concernés, les résidus d'abattage ont été andainés au milieu de l'interligne à l'aide bulldozer en mars 2018 (Photo 1b). A la suite de cette intervention, un sous-solage à une dent à 60 cm de profondeur a été réalisé au bulldozer sur la ligne de plantation et une application de dolomie à 200 kg ha⁻¹ (uniquement sur ligne de plantation) ont eu lieu dans tous les traitements et sur les 2 sites (Photo 1c, 1d). A la SAPH, les jeunes hévéas ont été plantés début juillet 2018 au stade « 2 étages foliaires », après 6 mois de croissance en sacs en pépinière. Le clone IRCA41 a été utilisé avec un espacement de 6 x 3 m, soit 555 arbres par ha. A la SOGB, les jeunes hévéas ont été plantés fin mai 2018 au stade non débourré avec le clone IRCA230 avec un espacement de 8 x 2.5 m, soit 500 arbres par ha.

Un apport d'engrais à diffusion lente N-P-K-Ca (formulation 15-8-9-3) à raison de 40 g par plant a été fait dans tous les traitements lors de la plantation. De la plantation jusqu'à l'âge de 24 mois, un désherbage manuel à la machette à 1 m de part et d'autre de la ligne de plantation a été effectué tous les 2 mois, laissant cette zone nue. Dans le traitement R0S, ce désherbage a été réalisé sur l'ensemble de la parcelle. Après 24 mois, un désherbage chimique au glyphosate a été réalisé 3 à 4 fois par an sur 1 m de part et d'autre de la ligne de plantation dans tous les traitements sauf dans R0S, où le désherbage manuel a été poursuivi.

Dans le traitement R2F1, des apports d'engrais et de dolomie ont été effectués 2 fois par an, en novembre et en mai. Les doses variaient de 400 g à 700 g par plant d'engrais N-P-K de formulation 15-7-15 et de 110 à 230 g de dolomie (44 % MgO à la SAPH et 22 % MgO à la SOGB) par plant. Le détail du programme de fertilisation est disponible en Annexe 1. Parmi les 15 % de N dans la masse d'engrais apportée, 11 % était sous forme de nitrate (NO₃⁻) et 4 % d'ammonium (NH₄⁺) ; le K sous forme de chlorure de potassium (KCl) et le P sous forme de phosphate tricalcique (P₂O₅).

Un suivi des plants infectés par le champignon pourridié des racines *Rigidoporus lignosus*, ou « fomès », a été effectué en septembre en 2019 et 2020. Les plants infectés ont été arrachés et un fongicide a été appliqué au pied des arbres voisins, comme pratiqué couramment dans les plantations industrielles de la SAPH et de la SOGB.

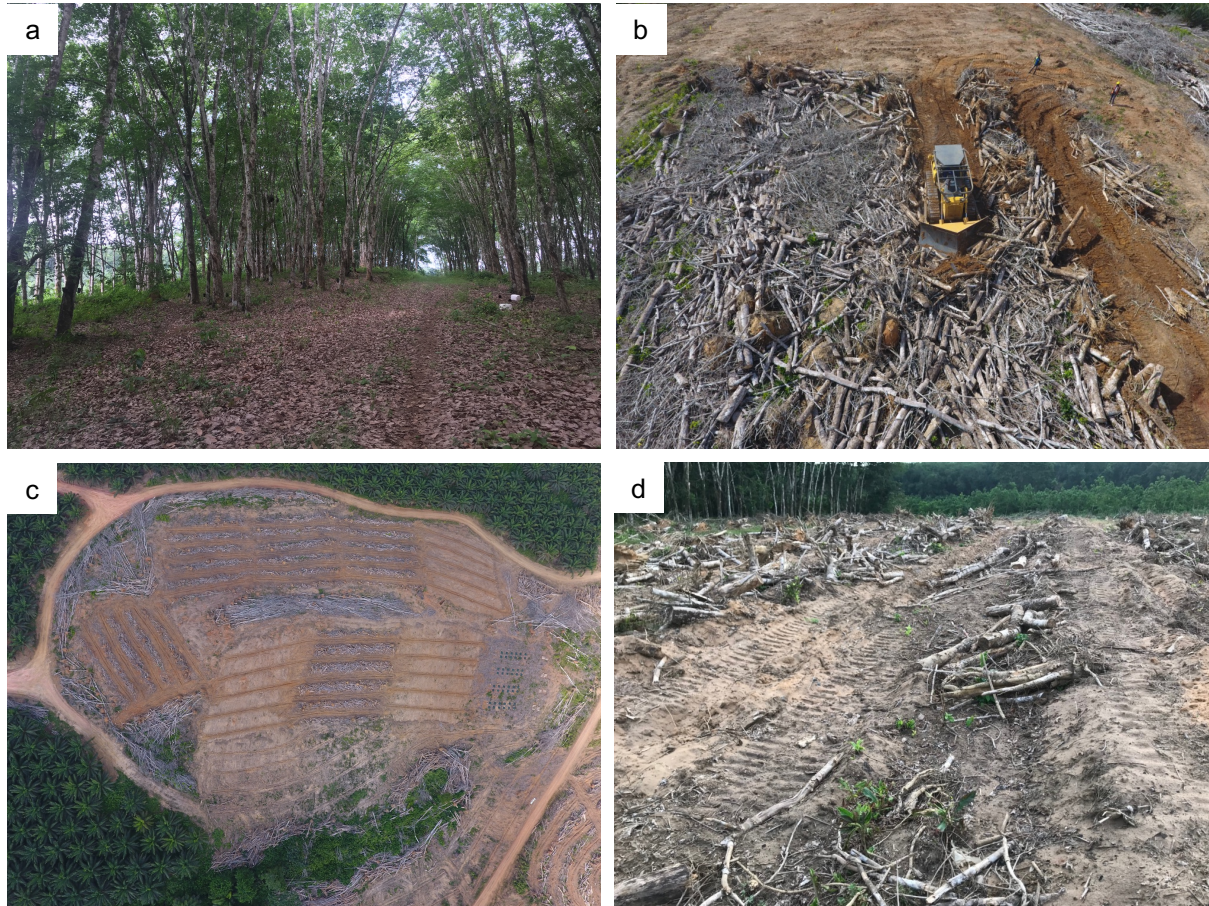


Photo 1 : Futur bloc 3 du dispositif expérimental à la SOGB en octobre 2017 avant abattage (a) ; andainage des résidus d'abatage en cours avant le sous-solage en mars 2018 dans une parcelle R3F0 à la SOGB (b) ; vue aérienne du bloc 3 à la SOGB, entouré de palmier à huile, après le sous-solage en mars 2018 (c) ; parcelle R2F0 à la SAPH avant le sous-solage en mars 2018 (d).

2.1.6. Variabilité spatiale

Les parcelles ont été divisées en 3 zones linéaires en fonction de la couverture du sol (Photo 2) :

- Une zone maintenue désherbée, manuellement ou chimiquement, sur 1 m de part et d'autre de la ligne de plantation, où le sol y était essentiellement nu (position P1). Cette zone était entretenue pour faciliter les différentes opérations dans la parcelle (fertilisation, détection des arbres infectés par des pourridiés racinaires, etc.) et pour limiter la compétition de la plante de couverture avec le peuplement, conformément à la pratique courante dans ces 2 entreprises. Cette zone correspondait à 33 % de la surface de la parcelle à la SAPH et 25 % à la SOGB.
- Une zone caractérisée par la présence d'une légumineuse, semée dans l'interligne (position P2). Du fait de l'andainage, cette zone comprenait une très faible quantité de résidus d'abattage dans les traitements incluant une restitution (R1F0, R2F0, R2F1 et R3F0). La position P2 correspondait à la zone intermédiaire entre P1 et P3, d'1 m de large à la SAPH (soit 17 % de la surface) et de 2 m à la SOGB (soit 25 % de la surface).
- Une zone, concentrée au milieu de l'interligne, au niveau de laquelle les résidus d'abattage ont été andainés, dans les traitements R1F0, R2F0, R2F1 et R3F0, et où la légumineuse a été semée (traitements R0F0, R1F0, R2F0, R2F1 et R3F0). Cette zone, appelée P3, correspondait à 50 % de la surface sur les 2 sites (soit 3 m de large à la SAPH et 4 m à la SOGB).

Ces différences de couverture du sol au sein des parcelles provoquent une forte variabilité spatiale des processus régissant le fonctionnement de l'écosystème. Les mesures de stocks et flux d'éléments ont donc été réalisées selon 3 positions (P1, P2 et P3) représentatives de chacune des 3 zones. Une pondération a été appliquée dans les calculs des stocks et des flux, exprimés en kg ha^{-1} , en intégrant la proportion de chaque position dans la surface totale de la parcelle.

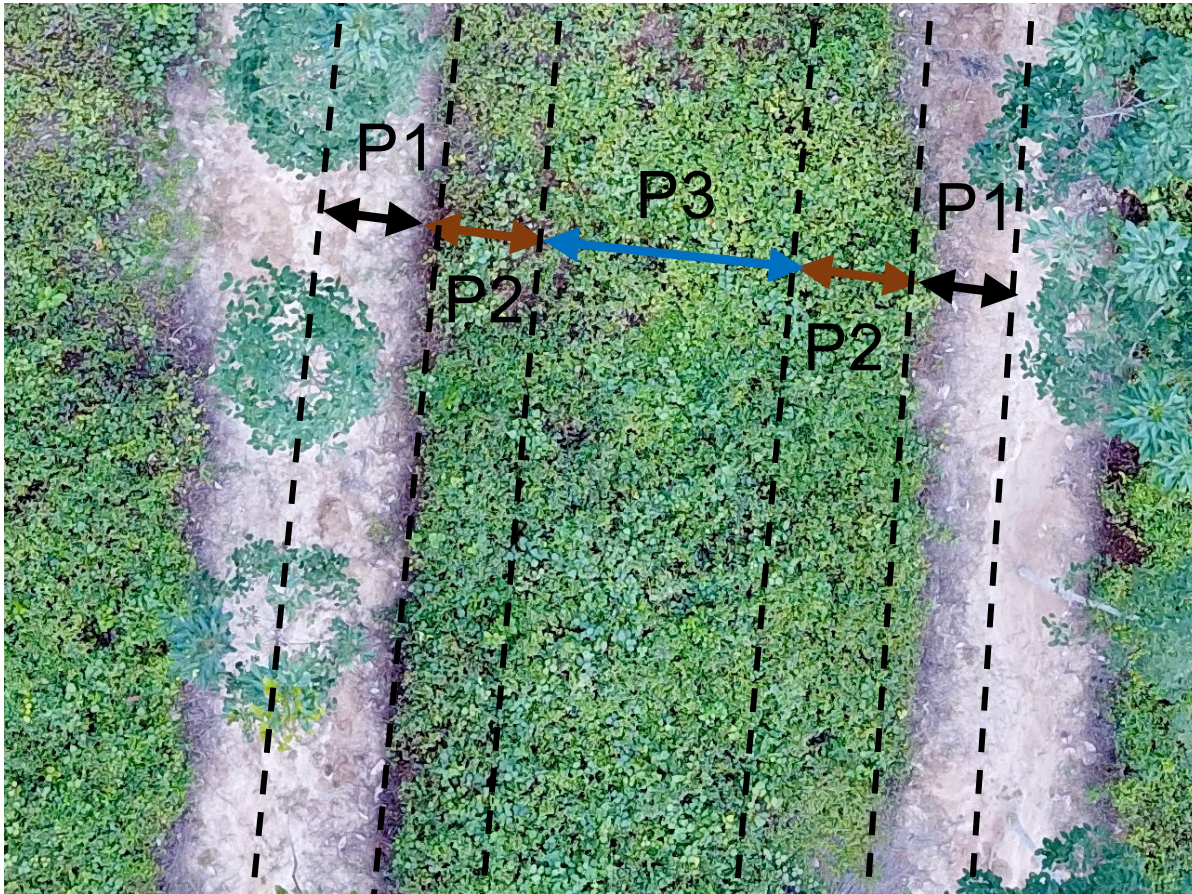


Photo 2 : Vue aérienne d'une parcelle immature sur le site de la SOGB. Pour tenir compte de la variabilité spatiale, les flux et stocks de nutriments ont été quantifiés au niveau de 3 positions. P1 : zone désherbée à 1 m de part et d'autre de la ligne de plantation ; P3 : zone située au centre de l'interligne caractérisée par la restitution des résidus d'abattage pour les traitements R2F0, R2F1 et R3F0 avec la présence d'une plante de couverture ; P2 : zone intermédiaire avec une plante de couverture et peu touchée par les résidus d'abattage.

2.2. Stocks d'éléments minéraux

Les stocks d'éléments minéraux dans le sol, les hévéas et la plante de couverture ont été quantifiés avant l'abattage du vieux peuplement, puis annuellement jusqu'à l'âge de 36 mois dans les différents traitements étudiés pour les cycles biogéochimiques (i.e., R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0). Les stocks d'éléments dans le peuplement et la plante de couverture ont été nécessaires au calcul des bilans entrées-sorties ; alors que l'évaluation des stocks d'éléments dans le sol a renseigné l'évolution des quantités d'éléments disponibles pour la croissance des arbres.

2.2.1. Sol

Des analyses physico-chimiques des sols ont été réalisées avant la coupe rase (septembre 2017) et une seconde campagne a été réalisée entre la coupe et la plantation (avril 2018) avec un profil ouvert jusqu'à 2 m de profondeur dans chaque bloc pour la description des sols. Après la plantation, 2 échantillonnages de sols ont été réalisés (avril 2020 et avril 2021) dans les 4 blocs de l'essai au niveau des horizons 0-5, 5-10 et 10-30 cm et aux 3 positions, pour tenir compte de la variabilité spatiale au sein des traitements : sur la ligne de plantation (P1), à 1.3 m de la ligne de plantation et au milieu de l'interligne (P3). Dans chaque parcelle élémentaire, un échantillon composite a été constitué à partir de 3 carottes de sol pour une profondeur et une position donnée.

Après séchage à l'air libre, le sol a été tamisé à 2 mm pour les analyses suivantes : $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, pH_{KCl} , CEC cobaltihexamine, P total, P assimilable (Bray II), C total et N total. Pour la description des fosses en avril 2018, une granulométrie en 5 fractions a été réalisée jusqu'à 200 cm de profondeur.

La densité apparente a été mesurée dans les horizons de surface (0-5, 5-10 et 10-30 cm) de chaque parcelle élémentaire lors des 4 campagnes d'échantillonnage de sol. Après séchage à 105°C pendant 24 h, le sol a été tamisé à 2 mm pour la prise en compte des éléments grossiers. Les éléments grossiers et le sol tamisé ont été pesés séparément.

Les stocks d'éléments minéraux ont été calculés en kg ha^{-1} sur l'horizon 0-30 cm en pondérant par la surface respective représentée par chaque position (P1, P2 et P3).

2.2.2. Peuplements d'hévéas

Au total, 3 types d'évaluations de la biomasse et de la minéralomasse du peuplement ont été réalisées :

- Une évaluation dans une chronoséquence pour étudier la dynamique d'accumulation des éléments sur un cycle de plantation entier, dans un dispositif annexe à celui du dispositif expérimental.
- Une évaluation dans les vieilles plantations avant abattage, sur les futures parcelles du dispositif expérimental.
- Une évaluation dans les différents traitements à l'âge de 12 mois et 36 mois après la plantation.

Dans les 3 situations, la méthodologie utilisée comprenait les grands étapes suivantes (Picard et al., 2012) : acquisition de données dendrométriques, échantillonnage destructif d'arbres tenant compte de la variabilité des circonférences du peuplement, détermination d'équations allométrique entre les variables à prédire (biomasse et minéralomasse) et les variables dendrométriques et enfin, évaluation de la biomasse et de la minéralomasse du peuplement entier à partir des équations allométriques.

2.2.2.1. Accumulation de biomasse et de minéralomasse sur une chronoséquence (article 1)

Des mesures ont été réalisées en octobre 2016 dans des peuplements de 2, 5, 20 et 38-40 ans, annexes au dispositif expérimental, dans l'objectif d'évaluer l'accumulation de biomasse et de minéralomasse sur un cycle de plantation complet, sur le site de la SAPH et de la SOGB. Pour cette évaluation, site « SAPH » correspond à la plantation de Toupah située à ~100 km à l'ouest de la plantation de Bongo où est installé le dispositif expérimental. Les contextes pédoclimatiques des 2 plantations, appartenant toutes les 2 à la société SAPH, sont similaires. Les étapes principales ont été :

- Inventaire de la circonférence des arbres à 1 m (parcelle de 2 et 5 ans, arbres non saignés) ou 1.70 m (parcelle de 20 et ~40 ans, arbres saignés) au-dessus du sol sur une placette de 1 ha. Sélection de 6 à 10 arbres par parcelle couvrant l'amplitude des circonférences mesurées.
- Échantillonnage destructif des arbres. Pesée des différents compartiments sur place (troncs, branches, feuilles et pivots), puis collecte d'un échantillon représentatif de chaque compartiment pour chaque arbre.
- Séchage à l'étuve jusqu'à dessiccation complète, pesée de la masse sèche et broyage pour analyses : C, N, P, K, Ca et Mg.

- Établissement d'équations allométriques pour chaque site englobant les 4 âges pour chaque élément minéral, dans chaque compartiment. Les coefficients de déterminations moyens pour les minéralomasses étaient de 86 % à la SAPH et 75 % à la SOGB, tous éléments et compartiments confondus.
- Évaluation de la biomasse et de la minéralomasse à l'échelle du peuplement à partir des équations allométriques.

2.2.2.2. Biomasse et minéralomasse du peuplement juste avant abattage sur les 2 sites expérimentaux

La biomasse et la minéralomasse dans le vieux peuplement avant son abattage, au niveau du futur dispositif expérimental de la SAPH et de la SOGB, ont été mesurées en octobre 2017. L'objectif était d'évaluer les quantités d'éléments restituées par les résidus d'abattage dans chaque parcelle élémentaire. Les étapes suivies ont été :

- Inventaire de la circonférence des arbres à 1.70 m du sol sur les ~5 ha du futur essai. Sélection de 10 arbres par site.
- Échantillonnage destructif des arbres. Pesées sur place des compartiments aériens et collecte d'échantillons. Les racines ont été excavés autour du pivot jusqu'à ce que leur diamètre devienne inférieur à 1 cm, sur 3 des 10 arbres abattus. Les racines moyennes et fines ont été collectés selon la méthode du quart de Voronoï (Levillain et al., 2011) par excavation (racines moyennes, $\varnothing > 2$ mm) ou à la tarière racine (racines fines, $\varnothing < 2$ mm) jusqu'à 100 cm de profondeur (cf. Annexe 2 pour le détail du quart du Voronoï).
- Séchage à l'étuve jusqu'à dessiccation complète, pesée de la masse sèche et broyage pour analyses des concentrations en : C, N, P, K, Ca et Mg.
- Établissement d'équations allométriques par site à l'échelle de l'arbre entier pour chaque élément minéral afin d'étudier les relations entre la minéralomasse et le diamètre. Les coefficients de déterminations moyens étaient de 96 %, tous éléments et sites confondus. Le détail des équations allométriques est disponible en Annexe 3.
- Évaluation des biomasses et des minéralomasses restituées à la surface du sol dans chaque parcelle élémentaire en appliquant les équations allométriques.

2.2.2.3. Biomasse et minéralomasse sur le dispositif expérimental à 12 et 36 mois

Des mesures de circonférences et de hauteurs des arbres ont été effectuées tous les 6 mois jusqu'à l'âge de 36 mois. La circonférence se détermine de manière standard à 1 m du sol en phase immature, mais les mesures à 6 et 12 mois après la plantation ont dû être réalisées à 10 cm du point de débourrement car certains arbres n'atteignaient pas la hauteur standard à ces âges. De 18 à 36 mois après la plantation, les circonférences ont été prises à

1 m du sol. A l'âge de 20 mois, la circonférence à 1 m du sol et 10 cm du point de débourement a été mesurée sur 190 arbres à la SOGB afin d'établir une équation de conversion entre les 2 types de mesures. Le modèle $C_1 = f(C_2)$, avec C_1 : circonférence à 1 m du sol et C_2 : circonférence à 10 cm du point de débourement, a été appliqué aux mesures de circonférences à 6 et 12 mois à la SAPH et à la SOGB pour permettre une comparaison homogène des mesures tout au long de l'étude.

Des mesures destructives pour l'évaluation de la biomasse et des minéralomasses ont été réalisées à l'âge de 12 mois et 36 mois dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 de chaque site dans l'objectif d'évaluer les quantités d'éléments accumulés dans la biomasse du peuplement. Les étapes suivies ont été :

- Inventaire de la circonférence et de la hauteur. Sélection de 32 arbres par site représentatifs du peuplement (i.e., 8 arbres par traitement).
- Échantillonnage destructif (Photo 3a, 3b, 3c). A 12 mois, les compartiments aériens correspondaient aux feuilles et aux troncs. L'absence d'embranchement à cet âge n'a pas permis de séparer un compartiment « branche ». A 36 mois, les compartiments ont été divisés en 3 : les feuilles, les branches ($\varnothing < 4$ cm) et les troncs ($\varnothing > 4$ cm). Un échantillon de chaque compartiment a été collecté. Pour la partie souterraine, la méthode du quart de Voronoï a été utilisée (Levillain et al., 2011) aux 2 dates d'échantillonnage (Annexe 2). A l'âge de 12 mois, les horizons 0-10, 10-30 et 30-50 cm ont été excavés séparément pour la collecte des racines moyennes ($2 \text{ mm} < \varnothing \leq 10 \text{ mm}$) et grosses ($\varnothing > 10 \text{ mm}$) ; alors que les racines fines ($\varnothing \leq 2 \text{ mm}$) ont été collectées à la tarière racinaire tous les 10 cm jusqu'à 50 cm de profondeur. A l'âge de 36 mois, pour les 3 types de racines, les horizons ont été séparés en : 0-10, 10-50 et 50-100 cm. Une excavation totale a été utilisée pour la collecte des racines moyennes et grosses tandis qu'une tarière racinaire a été utilisée pour le prélèvement des racines fines. Aux deux âges, le pivot a été excavé puis pesé sur place (Photo 3d). Un échantillon de chaque compartiment souterrain (racine fine, racine moyenne, grosse racine et pivot) a été collecté. Lors de la campagne d'évaluation à 36 mois, 2 fosses ont été creusées au niveau de 2 arbres du traitement R2F1 (circonférence moyenne : 29.2 cm) à la SAPH jusqu'à 400 cm de profondeur afin de vérifier le front de développement des racines fines en procédant à une cartographie racinaire (cf. Cardinael et al., 2015).
- Au laboratoire, la masse humide et sèche, après dessiccation complète des échantillons aériens et souterrains a permis de calculer le taux d'humidité. Les échantillons séchés ont été broyés pour analyses des concentrations en : C, N, P, K, Ca et Mg.

- Établissement d'équations allométriques par site et englobant les deux âges pour étudier la relation entre la biomasse ou la minéralomasse des compartiments avec les variables prédictives suivantes : le diamètre, la hauteur, l'âge et le traitement. Les coefficients de déterminations pour les compartiments aériens étaient de 93 % et de 77 % pour les compartiments souterrains (tous éléments et sites confondus). Le détail des équations allométriques est disponible en Annexe 4.
- Évaluation de la biomasse et de la minéralomasse en appliquant ces équations allométriques aux inventaires à 12, 24 et 36 mois.



Photo 3 : Abattage d'un arbre dans le traitement R0F0 en mai 2021 à la SOGB (a) ; échantillonnage des branches après abattage d'un arbre dans le traitement R2F0 en juillet 2021 à la SAPH ; pesée des feuilles au peson à la SAPH en juillet 2021 (c) ; excavation des pivots dans le traitement R0F0 en mai 2021 à la SOGB (d).

2.2.3. Plante de couverture

Les stocks d'éléments dans la biomasse aérienne et la nécromasse (i.e., les litières) de la plante de couverture ont été mesurés tous les 6 mois à partir de janvier 2019, soit 7 mois après la plantation, dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 sur 3 blocs. L'échantillonnage a été fait dans 6 quadrats de dimensions 50 x 50 cm en position P2 (1.3 m de la ligne) et 6 quadrats en position P3 (au milieu de l'interligne) pour prendre en compte la variabilité spatiale. Dans les quadrats, l'ensemble de la végétation, morte et vivante, a été prélevé et séparé en 4 compartiments : la légumineuse vivante (*Pueraria phaseoloides*), les plantes vivantes autres que la légumineuse, les litières de légumineuse et les litières de plantes autres que la légumineuse. Les compartiments humides ont été pesés puis séchés à 65°C pendant 48 h pour obtenir la masse sèche. Les compartiments vivants et les compartiments de litière ont été regroupés pour former 2 échantillons composites, puis broyés pour analyses (C, N, P, K, Ca et Mg).

Un facteur de pondération a été appliqué pour le calcul des stocks d'éléments afin de tenir compte de la distribution de la plante de couverture dans les parcelles.

2.3. Flux d'éléments minéraux

Les flux d'éléments minéraux ont été quantifiés dans les traitements R0F0 (aucune restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F0 (restitution complète des résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F1 (restitution complète des résidus d'abattage, apport de fertilisant) et R3F0 (double restitution des résidus d'abattage par rapport à R2F0, aucune fertilisation) à la SAPH et à la SOGB.

Les flux d'éléments minéraux évalués dans cette étude peuvent être classifiés selon les 3 cycles caractérisant le cycle biogéochimique :

- La décomposition des résidus d'abattage, les chutes de litière (des hévéas et de la plante de couverture), les prélèvements totaux (de l'hévéa et de la plante de couverture) pour le cycle biologique.
- La fixation symbiotique, les apports d'engrais, les apports atmosphériques, l'érosion et les pertes par drainage profond d'éléments en solution pour le cycle géochimique.
- La résorption foliaire pour le cycle biochimique.

Certains flux d'éléments n'ont pas été évalués au cours de cette étude, comme la volatilisation, la dénitrification, le renouvellement des racines, la fixation non symbiotique, les transferts internes dans le bois et la récréation.

2.3.1. Décomposition des résidus d'abattage

Un dispositif annexe, situé à moins de 100 m des parcelles expérimentales, a été mis en place en décembre 2017 sur les 2 sites pour évaluer la cinétique de décomposition des résidus d'abattage en utilisant une méthode basée sur des placettes de 1 m² telle que réalisée par Versini (2014). Au total, sur chaque site d'étude, 56 placettes de décomposition de 1 m² comprenant des feuilles, des branches fines ($\varnothing < 4$ cm) et des grosses branches ($4 \text{ cm} < \varnothing < 20$ cm), protégées par un filet de maille 1x1 cm, ont été suivies dans le temps (Photo 4a). Les placettes de décomposition comprenaient 2 modalités : 28 placettes correspondaient à la biomasse de résidus d'abattage restituée dans les traitements R2F0 et R2F1 et 28 placettes à la biomasse restituée dans les traitements R3F0, soit le double de celles des traitements R2F0 et R2F1. A côté des placettes de décomposition, 32 sections de troncs de 1 m de longueur ont été disposés au sol.

Les troncs, branches fines, grosses branches et les feuilles utilisés dans ce dispositif provenaient des arbres du vieux peuplement abattu en novembre 2017. La masse humide des compartiments de chaque placette et des troncs a été mesurée lors de la mise en place du dispositif de décomposition en décembre 2017, au temps $t = 0$. L'humidité et les teneurs en éléments minéraux de chaque compartiment à $t = 0$ ont été évalués sur les 10 arbres abattus.

A pas de temps régulier, 4 placettes de type R2 et R3 ont été totalement échantillonnées ainsi que de 4 troncs (Photo 4b, 4c). Pour chaque compartiment, les masses sèches, les taux de cendre et les concentrations en éléments minéraux (N, P, K, Ca et Mg) ont été déterminées.

Des cinétiques de pertes en biomasse et en éléments minéraux ont pu être établies pour chaque compartiment avec des modèles exponentiels inversés de types :

$$d_i = e^{a \cdot t} \text{ ou } d_i = \frac{e^{a \cdot t} - b}{1 - b}$$

avec d : taux de libération de l'élément i (%) ; t : temps en mois ; a et b : paramètre du modèle.

La cinétique de décomposition des souches n'a pas été évaluée. Elle a été considérée comme identique à celle des troncs étant donné la similarité des 2 compartiments en termes de ratio C/N et de concentrations en éléments minéraux. Dans les parcelles expérimentales, les souches ont été excavées lors de l'abattage par le bulldozer et elles étaient disposées à la surface du sol, comme les troncs.

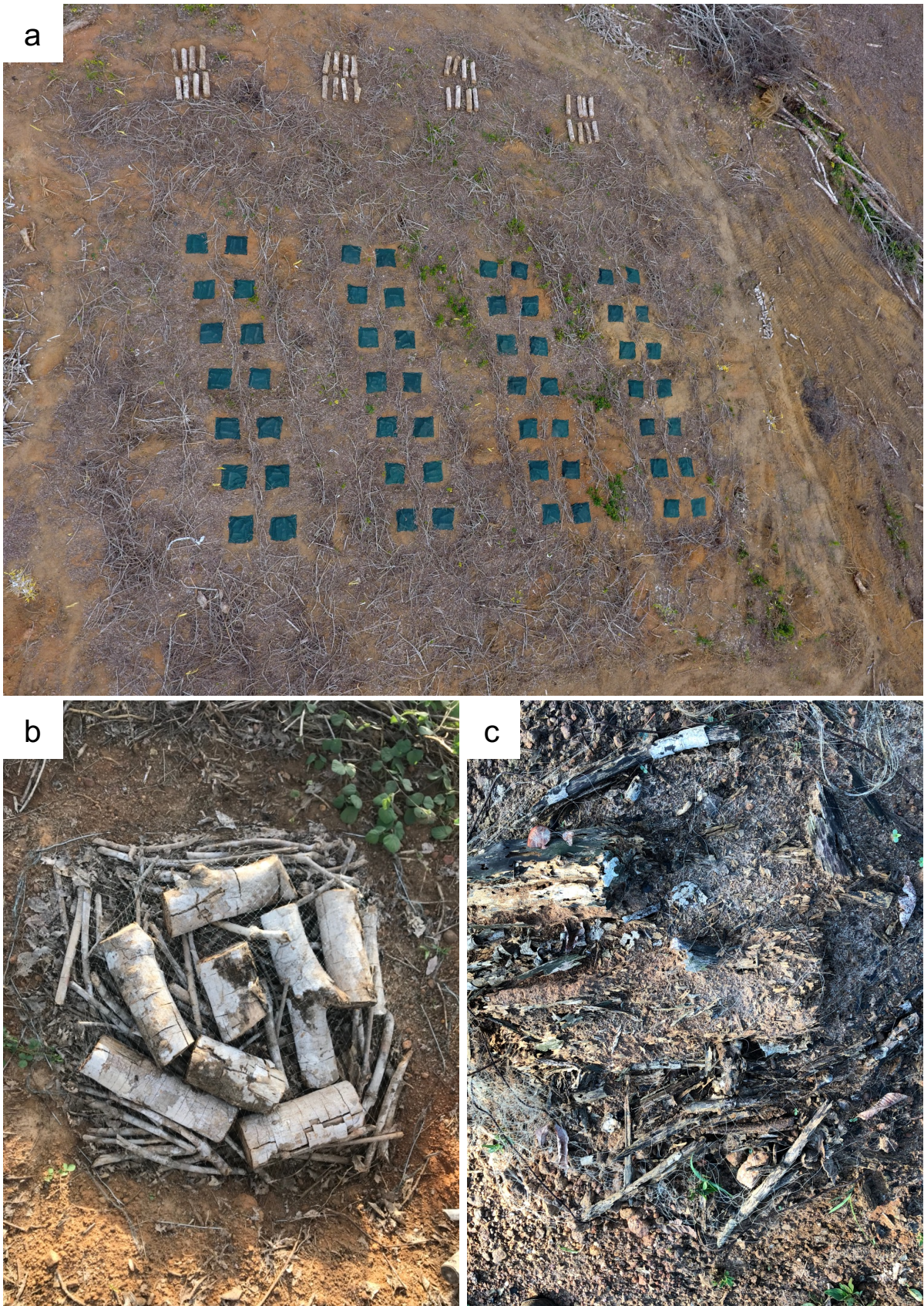


Photo 4 : Vue aérienne de l'ensemble du dispositif de suivi de la décomposition à la SOGB en janvier 2018 (a) ; placette de suivi de la décomposition type « R3 » à la SOGB en avril 2018 (b) ; placette décomposition type « R3 » à la SOGB en juin 2021 (c). Les filets de protection ont été retirés avant les prises de vues.

2.3.2. Minéralisation nette de l'azote du sol

La minéralisation nette de l'azote a été suivie mensuellement d'avril 2018 (2 mois avant la plantation) jusqu'à mai 2021 (36 mois après la plantation) par une méthode d'incubation *in situ* (Raison et al., 1987) dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 de 3 blocs de l'essai et sur les 2 sites d'étude. Un tube PVC (\varnothing 7.5 cm, longueur 30 cm) a été enfoncé dans le sol pour isoler une carotte de sol de 20 cm de profondeur (Photo 5a). Le tube PVC, qui dépassait de 10 cm du sol, a été recouvert d'un couvercle légèrement perforé pour éviter le drainage de l'azote (Photo 5b). Dans chaque parcelle élémentaire, la minéralisation a été évaluée aux 3 positions pour tenir compte de la variabilité spatiale au sein de la parcelle. Les carottes de sol ont été incubées *in situ* pendant 30 jours. A chaque date de prélèvement, un échantillon de sol non incubé a été collecté à 0-20 cm de profondeur à la tarière, proche du tube.

L'azote minéral dans le sol incubé et non incubé a été extrait par une solution de KCl 1 M (20 g de sol pour 50 ml de solution de KCl). Après 1 heure d'agitation, ~10 ml de surnageant a été filtré à 0.2 μ m puis conservé dans des flacons au réfrigérateur avant analyse de l'azote minéral.

La nitrification nette a été calculée comme la différence entre la quantité de nitrate après incubation dans le tube et la quantité de nitrate du sol non incubé prélevé lors de la mise en place du tube. La même méthode a été utilisée avec l'ammonium pour le calcul de l'ammonification nette. La minéralisation nette a été obtenue en sommant l'ammonification nette et la nitrification nette (Tchichelle et al., 2017).

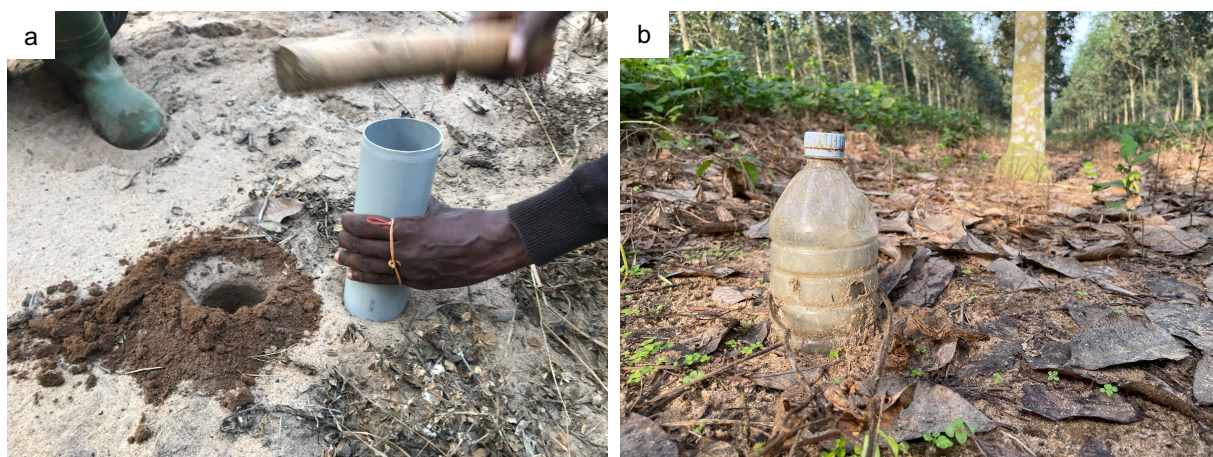


Photo 5 : Trou de prélèvement à la tarière (sol non incubé) à côté du tube d'incubation en cours d'insertion dans le sol (a) et tube d'incubation enfoncé dans le sol sur la ligne de plantation (P1), avec son couvercle perforé.

2.3.3. Chutes de litière

Les chutes de litière d'hévéas ont été suivies à partir de mars 2020, à l'âge de 21 mois, dans les blocs 1, 2 et 3 des traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 sur les 2 sites. Le dispositif de collecte n'a pas été mis en place dès la plantation car aucune perte de feuille significative n'a été constatée avant l'âge de 2 ans. Au total, 6 bacs à litière de 50 x 50 cm ont été disposés dans chaque parcelle élémentaire en prenant en compte la variabilité spatiale (Photo 6a, 6b).

Les litières ont été collectées chaque semaine en séparant 3 compartiments : les feuilles, les graines et les branches. Les échantillons ont été regroupés mensuellement pour être séchés à l'étuve 48 h à 65°C, pesés, broyés puis analysés pour déterminer les concentrations en C, N, P, K, Ca et Mg. Les échantillons de chaque parcelle élémentaire ont été regroupés pour former un échantillon composite annuel.

Une comparaison des analyses des litières et des feuilles vivantes prélevées au cours de la campagne de biomasse de 2021 a été réalisée à la SOGB et à la SAPH pour pouvoir évaluer précisément la résorption des éléments lors de la senescence des feuilles.

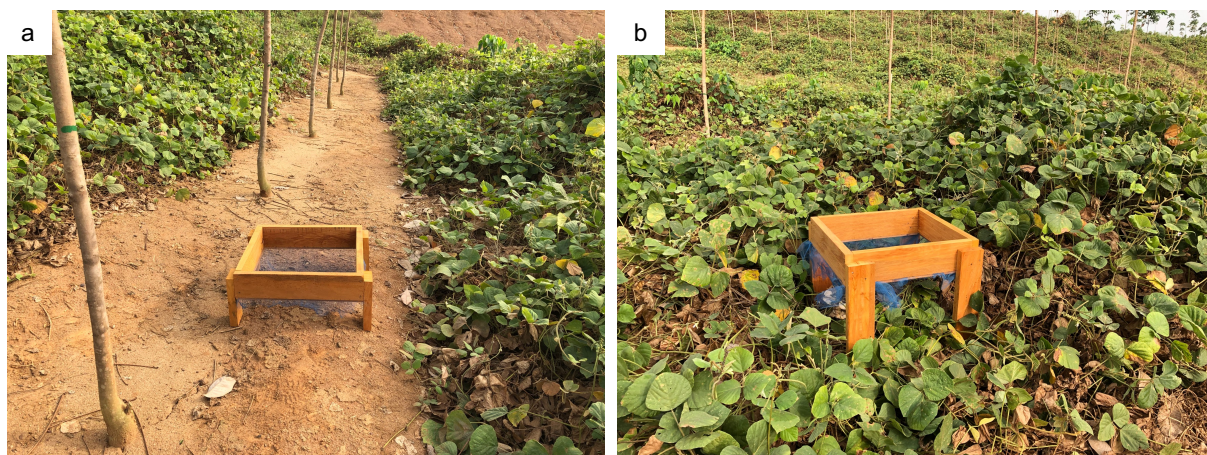


Photo 6 : Bac de collecte des chutes de litières d'hévéas sur la ligne de plantation (a) et dans l'interligne (b) à la SOGB.

2.3.4. Érosion

2.3.4.1. Dispositif de suivi

Des « micro-placettes » d'érosion ont été utilisées pour évaluer les processus de ruissellement et de détachement de sol. Il s'agit de cadres métalliques d'1 m² enfoncées à 10 cm dans le sol pour éviter les fuites latérales (Janeau et al., 2003; Podwojewski et al., 2008; Neyret et al., 2020). La micro-placette a été choisie plutôt que d'autres méthodes, comme la parcelle « Gerlach » couramment utilisée (cf. Liu et al., 2016 dans des parcelles d'hévéas), car elle permet une évaluation localisée des processus de ruissellement et détachement de sol ; ce qui était particulièrement adapté aux plantations d'hévéas immatures caractérisées par une forte variabilité spatiale. En contrepartie, les micro-placettes d'érosion évaluent des processus à une petite échelle, avec des résultats difficilement extrapolables à l'hectare à cause d'une forte dépendance d'échelle dans les processus de ruissellement et détachement de sol, bien que de nombreux auteurs passent par de telles extrapolations (Parsons et al., 2006).

Les micro-placettes ont été intégrées au sein du dispositif expérimental de la SOGB, site présentant les plus fortes pentes où les risques de pertes étaient donc les plus élevés. Les traitements R0F0, R2F0 et R3F0 ont été évalués. Les micro-placettes ont été mises en place dans le bloc 1 de l'essai, avec 3 répétitions par traitement, réparties sur un gradient de pente : une micro-placette en haut, milieu et bas de pente. Le bloc 1 a été choisi car la pente entre les 3 traitements y était la plus homogène, avec une variation entre 13° de pente pour le traitement R3F0 et 21° pour le traitement R0F0.

Les micro-placettes d'érosion ont été disposées au niveau de l'interligne, caractérisée par la présence de la légumineuse et/ou des résidus d'abattage et sur la ligne de plantation (dénommées « Ligne ») au sein de chacun des 3 traitements étudiés. Le dispositif pour l'évaluation du ruissellement et détachement de sol était ainsi constitué de 12 micro-placettes réparties dans 4 situations : R0F0, R2F0, R3F0 et Ligne (Photo 7).

Les micro-placettes ont été mises en place dans le dispositif expérimental mi-août 2018 pour les situations R0F0, R2F0 et R3F0 et début avril 2019 pour la situation Ligne. Le début effectif des mesures a cependant commencé au 1^{er} janvier pour les traitements R0F0, R2F0 et R3F0 et au 1^{er} mai 2019 pour les micro-placettes sur la ligne de plantation. L'intervalle de temps entre l'installation des micro-placettes et le début des mesures a été nécessaire (1) pour s'assurer qu'il n'y avait pas de problèmes de fuites ou d'entrées d'eau étrangère dans la micro-placette et (2) pour permettre une restauration du sol après la perturbation que la mise en place des micro-placettes aurait pu engendrer sur le sol.

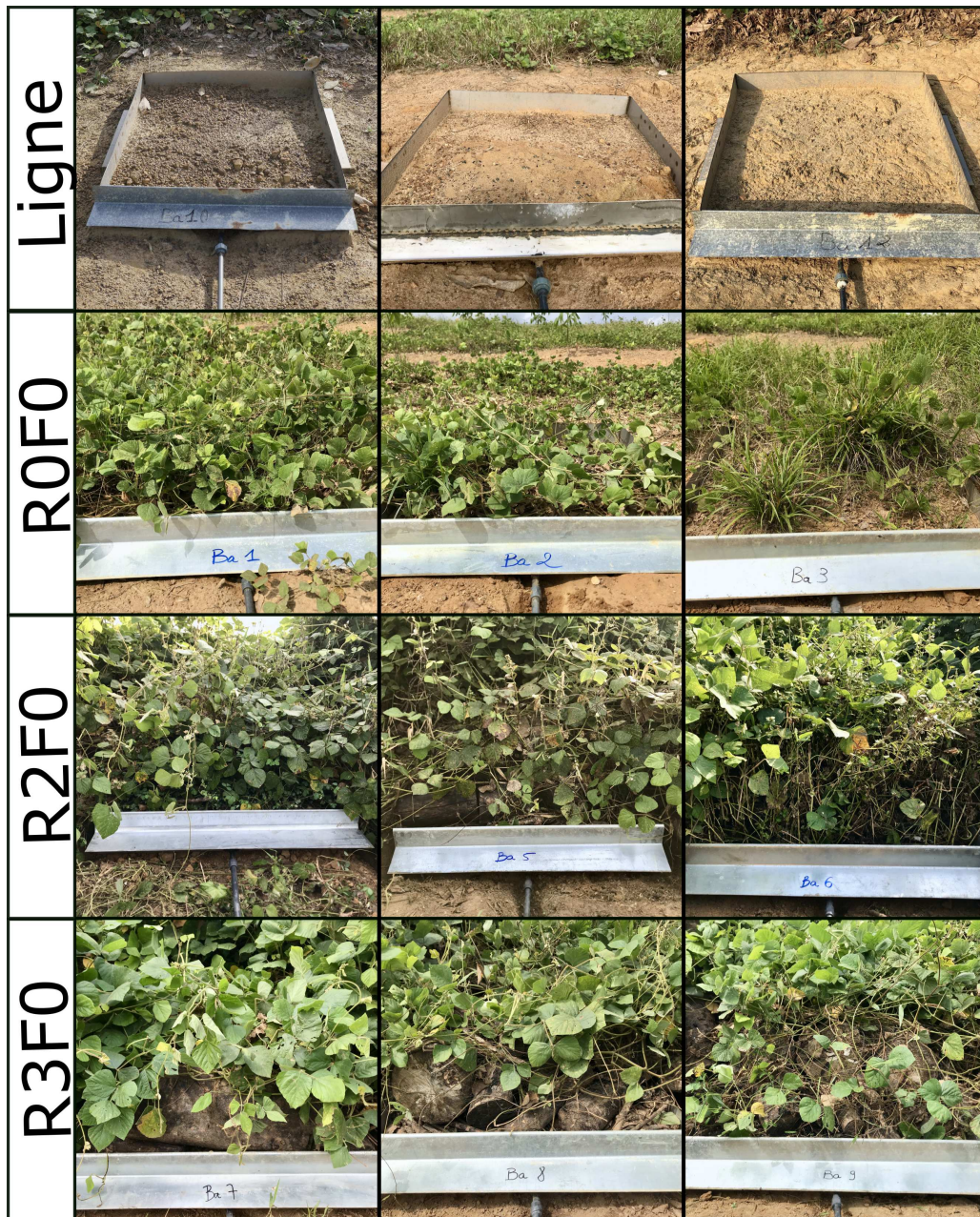


Photo 7 : Les trois répétitions des micro-placettes d'érosion des situations Ligne, R0F0, R2F0 et R3F0 dans l'expérimentation de la SOGB.

2.3.4.2. Suivi de la pluviométrie, du ruissellement et du détachement de sol

Les précipitations ont été quantifiées à l'aide d'un pluviomètre à lecture directe installé à 100 m des micro-placettes érosions.

Des seaux de 100 litres, placés en aval, ont été connectés par un tube PVC (\varnothing 20 mm) aux gouttières des micro-placettes pour recueillir l'eau de ruissellement et les particules de sol détachées. Le ruissellement et les sédiments du sol ont été collectés à l'échelle journalière, c'est-à-dire au maximum une fois par jour en cas d'évènement érosifs, même si plusieurs évènements pluvieux distincts survenaient dans la même journée. En cas de ruissellement, le volume total du ruissellement a été calculé à partir du niveau d'eau dans le seau. Une aliquote de 1 l a été recueillie après homogénéisation de l'eau et des sédiments dans le seau. Au laboratoire, l'aliquote a été filtrée à travers un papier Whatman, séchée à 65°C pendant 48 h et pesée pour évaluer la concentration en particules de sol. Un échantillon de 50 ml d'eau filtrée a été conservé au réfrigérateur.

Les particules de sol d'un côté et l'eau de ruissellement de l'autre ont été regroupé chaque mois pour former un échantillon composite par situation, au prorata du volume d'eau et masse de sol de chaque évènement érosif. Le sol a été tamisé à 2 mm, les composants grossiers (> 2 mm) ont été pesés et l'échantillon a été conservé jusqu'aux analyses. L'eau de ruissellement a été filtrée à 0,2 μ m et stockée au congélateur jusqu'à l'analyse.

2.3.5. Éléments en solution

Un dispositif lysimétrique installé à la SAPH dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1, a permis de collecter les solutions du sol, selon la méthodologie décrite dans Mareschal et al. (2013), d'août 2018 (soit 2 mois après la plantation) à mai 2021 (36 mois après la plantation). Compte tenu de la lourdeur du suivi de ce type de dispositif, l'installation a eu lieu uniquement sur le site de la SAPH qui présente un risque de pertes par drainage relativement important dû à la profondeur et à la texture grossière du sol.

Pour les eaux gravitaires, des plaques lysimétriques sans tension (flûteaux) installés 2 cm sous la surface du sol ont été utilisés dans les blocs 1, 2 et 3. Un dispositif est composé de 4 flûteaux (46 x 464 mm chacune) en polyéthylène reliés entre eux (Photo 8a, 8b). Chaque ensemble a été connecté par un tuyau en polyéthylène de 20 mm de diamètre à un bidon fermé, placé en contre bas dans une fosse de récolte. Des lysimètres avec tension (bougie poreuse) ont été installés horizontalement en profondeur à 15, 50 et 100 cm dans les mêmes blocs que les flûteaux. Une bougie poreuse est constituée d'une tige en plastique et d'un embout poreux en céramique de diamètre 20 mm et longueur 67 mm (Photo 8c). Dans le bloc 1, des bougies poreuses ont été insérées à 200 et 400 cm de profondeur pour évaluer les éventuelles pertes par drainage profond. Des fosses ont été ouvertes pour pouvoir insérer les

bougies (Photo 8d, 8e). Elles ont ensuite été rebouchées en respectant les horizons de sol. Les bougies poreuses ont été connectées à des bouteilles en verres placées dans des fosses de récolte par des tuyaux en polyéthylène de 4 mm de diamètre.

Pour chaque profondeur, 3 positions ont été équipées de bougie afin de prendre en compte la forte variabilité spatiale de la parcelle : sur la ligne de plantation (P1), à 1.3 m de la ligne de plantation (P2) et au milieu de l'interligne (P3). Au total, 99 bougies poreuses et 27 dispositifs gravitaires ont été installés, répartis dans 9 fosses (3 traitements x 3 répétitions).

Une dépression de – 60 kPa a été appliquée aux bougies poreuses quotidiennement, 7 jours sur 7, à l'aide d'une pompe à vide. La collecte de l'eau a été réalisée tous les jeudi (Photo 8f, 8g, 8h, 8i). La solution de chaque bouteille a été collectée chaque semaine et un échantillon composite représentatif des volumes récoltés a été formé mensuellement pour les mois de mars, juin, septembre et décembre. Pour des questions de coût d'analyse, les échantillons de solution des 3 positions ont été regroupés dans un même échantillon pour une profondeur donnée les autres mois de l'année. A la fin du mois, les échantillons hebdomadaires ont été regroupés pour former un échantillon composite mensuel représentatif des volumes récoltés. L'échantillon composite a été filtré à 0.2 µm dès la constitution de l'échantillon composite.

2.3.6. Fixation symbiotique d'azote atmosphérique

La fixation symbiotique d'azote atmosphérique par *Pueraria phaseoloides* a été évaluée par des dosages d'abondance naturelle de ^{15}N . Cette méthode est basée sur la comparaison entre l'abondance naturelle de l'isotope ^{15}N entre une plante fixatrice d'azote et une plante non fixatrice d'azote de référence (Augusto et al., 2005).

En 2019 et 2020, des échantillons de parties aériennes (feuilles et tiges) et souterraines (racines fines) de *Pueraria phaseoloides* ont été collectés dans 3 blocs des traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH. Aux mêmes dates, trois échantillons (feuilles, tiges et racines fines) de 3 plantes de référence non fixatrice d'azote sans contact avec la légumineuse (*Alternanthera brasiliana*, *Dissotis rotundifolia* et une poacée non identifiée), répétés 3 fois, ont été prélevés. Les racines fines de légumineuse et de plantes non fixatrices ont été collectées en 2020 seulement. Les échantillons ont été étuvés à 65°C pendant 48 h puis broyés.

Le ratio isotopique $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (δ^{15}) a été déterminé en utilisant un spectromètre de masse couplé à un analyseur élémentaire et calculé avec la formule :

$$\delta^{15}\text{N} = \left[\left(\frac{\%^{15}\text{N}_x}{\%^{15}\text{N}_a} \right) - 1 \right] \times 1000$$

avec $\%^{15}\text{N}_x$: pourcentage de ^{15}N dans la plante et $\%^{15}\text{N}_a$: pourcentage de ^{15}N dans l'air.



Photo 8 : Le dispositif lysimétrique à la SAPH. Fluteau avant installation dans le sol (a) ; fluteau en cours d'installation (b) ; bougie poreuse avant insertion dans le sol (c) ; fosse de réception (d) ; bougie poreuse insérée horizontalement dans le sol (e) ; fosse de récolte du traitement R2F1 du bloc 1 (f) ; fosse de récolte du traitement R0F0 du bloc 3 (g) ; fosse de récolte du traitement R2F0 du bloc 2 (h) ; récolte d'eau hebdomadaire (i).

Le pourcentage de N provenant de l'atmosphère a été calculé avec la formule suivante (Shearer and Kohl, 1986) :

$$\%Nda = \frac{\delta^{15}N_{ref} - \delta^{15}N_{leg}}{\delta^{15}N_{ref} - \delta^{15}N_{fix}} \times 100$$

avec $\delta^{15}N_{ref}$: $\delta^{15}N$ dans la plante de référence non fixatrice de N ; $\delta^{15}N_{leg}$: $\delta^{15}N$ dans la légumineuse ; $\delta^{15}N_{fix}$: $\delta^{15}N$ de *Pueraria phaseoloides* cultivée en conditions contrôlées dans un milieu sans azote disponible pour l'absorption racinaire. Cette valeur a été estimée à -1.22 pour *Pueraria phaseoloides* (Clermont-Dauphin et al., 2016).

La différence significative à 5 % entre $\delta^{15}N_{ref}$ et $\delta^{15}N_{leg}$ est généralement considéré comme une condition à remplir pour garantir la validité de la méthode. Nos résultats en 2019 et 2020 remplissaient cette condition ($P < 0.0001$).

2.3.7. Dépôts atmosphériques

Les dépôts atmosphériques totaux ont été collectés dans un pluviomètre à lecture direct, captant à la fois les dépôts secs et les dépôts humides. Chaque jour en cas d'évènement pluvieux, un aliquote de 50 ml d'eau a été collecté puis placé au réfrigérateur. Les échantillons de pluie du mois ont été regroupés pour former un échantillon composite mensuel au prorata de la pluviométrie journalière au cours du mois, filtré à 0.2 μm et conservé au frais avant analyse.

2.3.8. Résorption foliaire

La résorption correspond aux flux d'éléments minéraux remobilisés lors de la senescence des feuilles et transférés depuis les feuilles vers d'autres organes des arbres. Le taux de résorption a été calculé à l'âge de 24 et 36 mois, dans 3 blocs des traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 sur les 2 sites. La formule suivante a été utilisée (Li et al., 2016) :

$$TRe_i = \left[\frac{(Nut_i)_{frais} - (Nut_i)_{sènescent}}{(Nut_i)_{frais}} \right] \times 100$$

avec TRe_i : taux de résorption de l'élément i (%) ; Nut_i : concentration de l'élément i (%) dans les feuilles sénescentes (i.e., chutes de litière) et les feuilles fraîches (i.e., le feuillage sur pied).

Le flux de résorption annuel a ensuite été calculé :

$$Re_i = TRe_i \times (S_i)_{feuille}$$

avec Re_i : flux de résorption de l'élément i (kg ha^{-1}) ; TRe_i : taux de résorption de l'élément i (%) ; $(S_i)_{feuille}$: stock de l'élément i dans les feuilles (kg ha^{-1}).

2.4. Bilan hydrique

Des bilans hydriques ont été établis à l'aide du modèle HYDRUS 1D (Šimůnek et al., 2008) dans le traitement R2F1 à la SAPH. Les flux d'eau modélisés dans ce traitement ont été appliqués aux traitements R0F0 et R2F0 après s'être assuré de la similarité des humidités du sol entre les traitements. Couplés aux concentrations en éléments dans la solution du sol, les bilans hydriques ont permis d'évaluer les flux d'éléments dissous dans les eaux gravitaires à différentes profondeurs dans le sol et les pertes par drainage profond.

2.4.1. Humidité du sol

L'humidité volumique du sol a été nécessaire d'une part pour estimer les paramètres hydrauliques du sol par une méthode d'optimisation inverse avec le modèle HYDRUS-1D et d'autre part pour s'assurer de la bonne capacité du modèle à prédire les flux d'eau dans le sol, en comparant l'humidité mesurée et l'humidité simulée.

L'humidité du sol a été mesurée dans le bloc 1 de l'essai, d'août 2018 (2 mois après la plantation) à juin 2021 (36 mois après la plantation), dans le traitement R2F1, à l'aide de sondes réflectométriques de teneur en eau (TDR, Campbell Scientific 616). Les sondes n'ont pas subi de calibration en champ. Elles ont été installées dans la même fosse que les bougies poreuses à 15, 50, 100, 200 et 400 cm de profondeur aux positions P1 (ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (milieu de l'interligne). Les sondes ont été connectées à une centrale d'acquisition CR1000 (Campbell Scientific) enregistrant l'humidité volumique toutes les heures.

Des sondes Diviner 2000 (Sentek Pty Ltd) pour évaluer l'humidité volumique du sol ont été ajoutées au dispositif expérimental dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1 du bloc 1 dans l'objectif de comparer l'humidité du sol dans les 3 traitements. L'humidité a été mesurée tous les 10 cm, de 0 à 160 cm de profondeur au niveau des positions P1, P2 et P3, 2 fois par semaine de septembre 2018 (3 mois après plantation) à mars 2021 (34 mois après plantation). L'humidité du sol comparable entre les traitements, toutes profondeurs et positions confondues, a permis de valider la possibilité d'appliquer le modèle hydrique du traitement R2F1 aux 2 autres traitements (Annexe 5).

2.4.2. Conductivité hydraulique à saturation

La conductivité hydraulique à saturation (K_s) correspond à la capacité de l'eau à percoler par gravité à travers un horizon de sol saturé (débit par unité de surface). Ce paramètre est une donnée d'entrée pour la modélisation des flux d'eau avec le modèle HYDRUS-1D. La méthode Beerkan, *in situ* et peu coûteuse, a été utilisée pour le déterminer (Siltecho et al., 2015). Le protocole est basé sur des tests d'infiltration d'eau dans un cylindre (Photo 9). La méthode de terrain et les calculs pour déterminer la conductivité hydraulique, exprimée en cm par jour à partir des tests de Beerkan, sont détaillées par Bagarello et al. (2014).

Les tests d'infiltration ont été effectués en saison sèche en décembre 2021 et mars 2022, dans le traitement R0F0, R2F0 et R2F1 du bloc 1, à 15, 50 et 100 cm de profondeur aux positions P1, P2 et P3. Dans chaque traitement, 3 à 4 répétitions par position ont été effectuées pour les profondeurs 15 et 50 cm et 1 répétition pour la profondeur 100 cm. Les K_s entre traitements, toutes profondeurs et positions confondues, étaient comparables (Annexe 6). Le K_s à 200 et 400 cm de profondeur n'a pas été évalué en vue de l'ampleur du travail pour atteindre ces horizons, les K_s à 100 cm ont donc été appliqués pour ces 2 profondeurs.



Photo 9 : Cylindre pour le test de Beerkan à 15 cm de profondeur en position P3 (au milieu de l'interligne), permettant la détermination de la conductivité hydraulique à saturation (K_s).

2.4.3. Modèle HYDRUS-1D

Le logiciel HYDRUS-1D Version 4.17 a permis de simuler les flux d'eau à pas de temps journalier à 0, 15, 50, 100, 200 et 400 cm de profondeur dans le traitement R2F1, aux 3 positions sur la période 0-36 mois après la plantation. Une méthode d'optimisation inverse a été utilisée pour estimer les paramètres hydrauliques du sol θ_r , θ_s , α et n . Cette méthode implique des calculs dans lesquelles les paramètres sont ajustés jusqu'à ce que les prédictions concordent avec les données mesurées d'humidité du sol (Kirkham et al., 2019).

Les données d'entrées ont été (cf. schéma récapitulatif en Annexe 7) :

- La pluviométrie journalière mesurée à l'aide d'un pluviomètre à lecture directe.
- L'évapotranspiration potentielle (ETP) selon la formule de Penman (1948), calculée à partir de la température de l'air (minimale et maximale), de l'humidité relative de l'air, de la vitesse du vent à 2 m du sol et du rayonnement global. Ces données météorologiques ont été enregistrées à la station d'Adiaké située à ~50 km du site de la SAPH. La transpiration et l'évaporation ont été évalués à partir de l'ETP pour une position donnée en tenant compte du développement du peuplement d'hévéas (position P1 sur la ligne de plantation) ou de la plante de couverture (P2 et P3, au niveau de l'interligne) entre 0 et 36 mois après la plantation (Annexe 8).
- La conductivité hydraulique à saturation (K_s).
- Les données d'humidité mesurées avec les sondes TDR.
- La répartition relative des racines dans le profil de sol, obtenue à partir d'une carte d'impact racinaire réalisée sur 2 arbres du traitement R2F1 à l'âge de 36 mois (circonférence moyenne : 29.2 cm).

La comparaison entre l'humidité du sol mesurée par les sondes TDR et l'humidité prédite par le modèle a permis d'évaluer la bonne capacité du modèle à prédire les flux d'eau dans le sol. Les flux d'eau estimés dans le traitement R2F1 ont été appliqués aux traitements R0F0 et R2F0.

2.5. Bilans d'éléments minéraux

Les flux et les stocks d'éléments minéraux dans les compartiments de l'agroécosystème ont été évalués dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 pendant 3 ans après la plantation sur les 2 sites d'étude, permettant d'établir des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux annuel à l'échelle du sol. Dans cette partie, nous détaillons les paramètres des bilans ainsi que les hypothèses et estimations faites pour certains paramètres.

2.5.1. Paramètres du bilan

Le bilan annuel à l'échelle du sol a été réalisé aux périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois. Ce bilan permet de mettre en évidence avec un pas de temps annuel un enrichissement ou un appauvrissement du sol en éléments. Ils pourront être utilisés par les gestionnaires de plantation comme un outil d'aide au pilotage, leur permettant d'adapter leurs pratiques de gestion de la fertilité du sol en fonction du résultat positif, négatif ou neutre du bilan.

Les paramètres du bilan sol annuel ont été :

$$B_{\text{annuel}} = \text{entrées (PLV + F + RA + AM + L_{\text{hévéea}} + L_{\text{PC}} + \text{FS} + \text{RR})} - \text{sorties (P_{\text{hévéea}} + P_{\text{PC}} + \text{E} + \text{D} + \text{Pg})}$$

avec :

- B_{annuel} : bilan entrées-sorties annuel à l'échelle sol ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) ;
- PLV : apports atmosphériques (AA) + récréation ;
- F : fertilisation ;
- RA : restitution de résidus d'abattage ;
- AM : altération des minéraux ;
- $L_{\text{hévéea}}$: chutes de litières du peuplement ;
- L_{PC} : chutes de litières de la plante de couverture ;
- FS : fixation symbiotique de N par la légumineuse ;
- RR : renouvellement des racines fines ;
- $P_{\text{hévéea}}$: prélèvement total du peuplement (i.e., immobilisation + chutes de litière + renouvellement des racines fines + récréation) ;
- P_{PC} : prélèvement total de la plante de couverture (i.e., immobilisation + chutes de litière + renouvellement des racines fines + récréation) ;
- E : érosion ;
- D : drainage profond ;
- Pg : pertes gazeuses (dénitrification et volatilisation).

Les méthodes de calcul de chaque flux sont résumées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Formules utilisées dans le calcul des différents paramètres du bilan annuel à l'échelle du sol.

Flux (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	Calcul	Détail du calcul ou référence
Apports atmosphériques *	$AA_i = \sum_{m=1}^{m=12} P \times \frac{Nut_i}{1000}$	P : précipitation mensuelle (l ha ⁻¹) ; Nut_i : concentration de l'élément i dans les précipitations (mg l ⁻¹).
Fertilisation	$F_i = A \times m \times Form_i$	A : nombre d'arbres par ha ; m : masse d'engrais apportée par arbre (kg arbre ⁻¹) ; $Form_i$: formulation de l'engrais pour l'élément i (%).
Résidus d'abattage	$RA_i = \Delta_m^{m-12} Décomp_i$	$\Delta Décomp_i$: décomposition de l'élément i contenu dans les résidus d'abattage entre le mois m et m-12, issue des modèles de décomposition.
Altération des minéraux *	Considérée négligeable dans des sols ferrallitiques tropicaux.	Laclau et al. (2005).
Chutes de litière du peuplement	$L_{hévéa\ i} = \sum_{m=1}^{m=12} L \times \frac{Nut_i}{100}$	L : masse mensuelle de chute de litières d'hévéas (kg ha ⁻¹) ; Nut_i : concentration de l'élément i dans les litières d'hévéas (%).
Chute de litière de la plante de couverture *	$L_{PC\ i} = S_{L_i} * TR * 12$	S_{L_i} : stock de l'élément i dans la litière (kg ha ⁻¹) ; TR : taux de renouvellement mensuel de la biomasse de <i>Pueraria phaseoloides</i> (%).
Fixation symbiotique	$FS = \%Nda \times P_{N,PC} \times R$	$\%Nda$: % de N dérivé de l'atmosphère ; $P_{N,PC}$: prélèvement annuel de N par la légumineuse (kg ha ⁻¹ an ⁻¹) * ; R : ratio entre la biomasse de légumineuse et la biomasse totale des plantes de couverture.
Prélèvement par le peuplement	$P_{hévéa,\ i} = \Delta_m^{m-12} S_i + L_{hévéa\ i}$	S_i : stock de l'élément i dans le peuplement au mois m et m-12 ; $L_{hévéa\ i}$: chutes de litière pour l'élément i entre le mois m et m-12.
Prélèvement par la plante de couverture *	$P_{PC,\ i} = S_i * TR * 12$	S_i : stock de l'élément i dans la litière (kg ha ⁻¹) ; TR : taux renouvellement mensuel de la biomasse de <i>Pueraria phaseoloides</i> (%).
Érosion *	$E_i = \sum_{m=1}^{m=12} Rui \times \frac{Nut_{rui,\ i}}{1000} + \sum_{m=1}^{m=12} Dét \times Nut_{dét,\ i}$	Rui : ruissellement mensuelle (l ha ⁻¹) ; $Nut_{rui,\ i}$: concentration de l'élément i dans l'eau de ruissellement (mg l ⁻¹) ; $Dét$: détachement de sol mensuel (kg ha ⁻¹) ; $Nut_{dét,\ i}$: concentration de l'élément i dans le sol détaché (%).
Drainage	$D_{i,p} = \sum_{m=1}^{m=12} F_p \times Nut_{i,p}$	F_p : flux d'eau à la profondeur p estimé par le modèle HYDRUS-1D ; $Nut_{i,p}$: concentration de l'élément i à la profondeur p .
Pertes gazeuses *	Considérées négligeables comparé aux autres flux.	Rao et al. (2021).
Récréations *	Considérées négligeables dans un jeune peuplement.	

* Voir la partie 2.5.2. pour le détails des estimations.

2.5.2. Hypothèses et estimations pour certains flux

2.5.2.1. Apports atmosphériques

Il a été considéré que les dépôts secs pouvaient naturellement s'intégrer aux eaux de pluies récoltées puisque le réceptacle de collecte était laissé ouvert. Les retombées de poussières et d'aérosols, constituant les dépôts secs, pouvaient donc s'y déposer librement. Même si l'estimation de « bulk deposition » était assez grossière ici, ce flux a été pris en compte pour estimer les apports atmosphériques totaux. Les apports atmosphériques seront cependant sous-estimés car ils ne prennent pas en compte l'effet filtre des houppiers. La sous-estimation est cependant limitée due au faible développement des houppiers en début de cycle.

2.5.2.2. Altération des minéraux

Les sites d'étude étaient situés sous les tropiques, région caractérisée par des sols anciens très altérés. Une étude dans des plantations d'eucalyptus au Congo sur Arenosols ferrallitiques et profonds, proches de ceux du site de la SAPH, montrent que l'apport d'éléments minéraux par altération de la roche mère était inférieur à $0.01 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le N, P, Ca et Mg et inférieur à $0.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le K (Laclau et al., 2005).

2.5.2.3. Pertes gazeuses

Le flux de dénitrification a été considéré comme négligeable dans les sols aérés dominés par des limons et sables de nos sites d'étude.

2.5.2.4. Érosion

Les pertes par érosion dans le traitement R2F1, dans lequel le ruissellement et le détachement de sol n'ont pas été évalués, ont été considérées identiques à celles du traitement R2F0 du fait de la même quantité de résidus d'abattage restituée dans les deux traitements. Les pertes d'engrais par érosion ont été estimés en utilisant le coefficient de ruissellement (ratio entre ruissellement et pluviométrie) sur la ligne de plantation des éventuelles pluies survenant dans les 5 jours suivant l'apport d'engrais. En moyenne, sur les 7 applications ayant eu lieu sur les 3 ans de suivi, le coefficient de ruissellement des pluies après l'application d'engrais variait de 38 % à 48 %. Ce pourcentage a été multiplié par la quantité d'engrais appliqué à chaque apport pour obtenir une estimation des pertes par érosion. Dans la littérature, les pertes d'engrais phosphatés par érosion dans les agroécosystèmes ont été estimées à 36 %, ce qui est comparable à nos estimations (Cordell et al., 2009).

Le suivi du ruissellement et du détachement de sol a débuté en janvier 2019 pour les traitements R0F0, R2F0 et R3F0 et mai 2019 pour la Ligne. Afin de pouvoir quantifier les pertes d'éléments la première année de plantation, le ruissellement et le détachement de sol ont été estimés, à l'aide d'un modèle mixte, de juin 2018 à décembre 2018 pour les traitements R0F0, R2F0 et R3F0, et de juin 2018 à avril 2019 pour la situation Ligne. Ce modèle a été établi à partir des données collectées de mai 2018 à mai 2021 et incluait la pluviométrie, le traitement et la topographie en variables explicatives. Les paramètres du modèle sont disponibles en Annexe 9.

Les concentrations en K, Ca et Mg dans le sol détaché n'ont pas été analysées. Afin d'obtenir une estimation des pertes de ces éléments par détachement de sol, les concentrations de K, Ca et Mg dans l'horizon 0-5 cm de sol issus des campagnes de terrain annuelles ont été utilisées. Cette méthode conduit probablement à une sous-estimation des pertes, les concentrations dans le sol détaché par érosion étant toujours plus élevées que dans le sol (pour le traitement R0F0 par exemple, sur les 3 années de suivi : x 2.5 pour le P total et x 4 pour le N total par exemple).

2.5.2.5. Prélèvement par la plante de couverture

La légumineuse *Pueraria phaseoloides* est une espèce vivace qui renouvelle rapidement sa biomasse. Une minéralomasse mesurée à un instant donné n'est donc pas représentative du prélèvement d'éléments sur une année et est très inférieure au flux de prélèvement annuel. Faute de données sur la production de biomasse, le prélèvement d'éléments minéraux a été estimé en utilisant le taux de renouvellement mensuel moyen (TR) de la légumineuse sur 11 mois de suivi (Lehmann et al., 2000). Ce taux de renouvellement mensuel, de 0.52 % ± 0.11 %, correspond au ratio entre la production de biomasse mensuelle entre l'instant t et t +30 jours et la biomasse sur pied à l'instant t. Les flux de prélèvement d'éléments et la production de biomasse ainsi calculés ont été comparés à des valeurs de la littérature pour s'assurer que nos valeurs se trouvaient dans des gammes plausibles.

2.5.2.6. Renouvellement racinaire

Le renouvellement des racines n'a pas intégré au calcul du prélèvement car aucune donnée n'était disponible dans la littérature sur la plante de couverture et l'hévéa à notre connaissance. En outre, nous avons considéré que la non-intégration de ce flux n'impacterait pas le bilan car il s'agit d'un flux biologique interne au sol, pour lequel les éléments prélevés dans le sol sont directement réinjectés dans ce dernier.

2.5.2.7. Fixation symbiotique

Les stocks de N dans les racines fines ont été estimés pour prendre en compte la quantité de N prélevés par la légumineuse provenant de la fixation symbiotique. La biomasse

souterraine a été calculée en utilisant un ratio « root/shoot » de 26.2 % (± 8 %), provenant de plusieurs sources bibliographiques pour l'espèce *Pueraria phaseoloides* (Saif, 1987; Szott et al., 1994; Tian and Kang, 1998; Fageria and Moreira, 2011). Elle a été multipliée par la teneur en N des racines fines issus de la bibliographie (Tian and Kang, 1998; Tian et al., 2001) pour calculer la minéralomasse souterraine de N dans la plante.

L'évaluation du taux de fixation de la légumineuse par abondance naturelle au ^{15}N a été effectuée sur le site de la SAPH, en 2019 et 2020. Malgré des contextes pédoclimatiques contrastées, le taux de fixation symbiotique de N par *Pueraria phaseoloides* est peu variable dans la littérature (Cadisch et al., 1989; Vesterager et al., 1995; Clermont-Dauphin et al., 2016). Il a été considéré que les taux de fixation pouvaient être similaires sur le site de la SOGB, les taux évalués à la SAPH ont donc été appliqués aux 2 sites.

2.5.2.8. Récréation

Les apports d'éléments par récréation ont été considérés négligeables dans un jeune peuplement. A notre connaissance, ce type de données n'a jamais été reporté dans la littérature en plantation d'hévéas.

2.6. La santé du sol

La santé d'un sol a été définie comme sa capacité à remplir ses fonctions, comme le recyclage des nutriments et la transformation du carbone par la décomposition des matières organiques (Kibblewhite et al., 2008). La santé du sol a été évaluée dans les traitements R0S, R0F0, R1F0 et R2F0 des 4 blocs à la SAPH et à la SOGB. L'objectif était d'une part de quantifier la perturbation du sol liée à l'abattage et à la préparation du terrain et d'autre part d'évaluer la restauration du sol après la plantation, en fonction de différents scénarios de restitutions de résidus d'abattage et de la présence ou non d'une légumineuse (article 2).

2.6.1. L'outil Biofunctool[®]

L'outil Biofunctool[®] a été utilisé pour évaluer la santé du sol. Il consiste en un ensemble de dix indicateurs de fonctions du sol, sélectionnés par des experts et évaluant trois fonctions principales du sol : la transformation du carbone, le cycle des nutriments et le maintien de la structure du sol (Thoumazeau et al., 2019b). Sur les 10 indicateurs Biofunctool[®], 3 évaluent des facteurs liés à la transformation du carbone. Il s'agit du carbone oxydable au permanganate (Weil et al., 2003), de la respiration basale du sol par la méthode SituResp[®] (Thoumazeau et al., 2017) et de l'activité de la mésofaune du sol par la méthode bait-lamina (van Gestel et al., 2003). Trois indicateurs évaluent le cycle des nutriments : l'ammonium et le nitrate disponibles à partir de l'extraction du sol avec du KCl 1 M et l'adsorption des nitrates

sur des membranes échangeuses d'ions (Qian and Schoenau, 2002). Les quatre derniers indicateurs évaluent le maintien de la structure du sol. Il s'agit de la stabilité des agrégats à 0-2 cm de profondeur, de la stabilité des agrégats à 2-10 cm de profondeur (Herrick, 2000), de l'infiltration d'eau par la méthode Beerkan (Lassabatère et al., 2006) et de l'évaluation visuelle de la structure du sol (méthode VESS) à 0-25 cm de profondeur (Guimarães et al., 2011).

2.6.2. L'approche diachronique

Les échantillons de sol ont été prélevés dans la couche de 0 à 10 cm, à l'exception des échantillons VESS, qui ont été évalués dans la couche de 0 à 25 cm, conformément au protocole original. La couche de sol 0-10 cm a été sélectionnée dans cette étude car c'est en surface du sol que l'activité biologique est la plus intense et que les effets des pratiques de gestion sont les plus forts (tassement, fertilisation, etc.).

Les indicateurs de fonctions du sol ont été prélevés à 4 dates sur les 2 sites. Le premier échantillonnage a eu lieu avant l'abattage du vieux peuplement, en octobre 2017 et constitue le point de référence. Les autres prélèvements ont eu lieu à 6 mois d'intervalle, en avril 2018, octobre 2018 et avril 2019. Les échantillonnages ont été réalisés dans l'interligne (position P3) qui est la position qui discrimine les différents traitements.

2.7. Analyses d'échantillons au laboratoire

2.7.1. Sol

Les échantillons de sol ont été séchés à l'air libre puis tamisés à 2 mm. Les différentes analyses de sol, la méthodologie employée et les laboratoires impliqués sont résumés dans le Tableau 3.

2.7.2. Végétaux

Les échantillons de végétaux ont été séchés à 65°C puis broyés à un diamètre inférieur à 1 mm. Le carbone et azote total ont été analysés par combustion (FlashSmart™, ThermoFisher) au laboratoire BioSolTrop de l'UMR Eco&Sols, Montpellier, France. Le taux de cendre et les concentrations en P, K, Ca et Mg ont été analysés au laboratoire DTA-AO de la SOGB. Le K, Ca et Mg ont été mesurés par spectrométrie d'absorption atomique (Agilent 240) après minéralisation à l'acide chlorhydrique au laboratoire. Le P a été minéralisé à l'acide chlorhydrique et dosé au spectrophotomètre (Jenway série 6300) au vanadate-molybdate et molybdate d'ammonium ; le taux de cendre a été mesuré par calcination au four à moufle puis par pesée à la balance de précision.

Tableau 3 : Méthodes d'analyses des échantillons de sol et laboratoires impliqués.

Analyse	Méthode	Laboratoire
pH _{eau} et pH _{KCl}	Ratio 1:2.5 (NF ISO10390).	Laboratoire des moyens analytiques. Centre IRD de Bel Air, Dakar, Sénégal.
CEC et bases échangeables (K, Ca, Mg, Na, Mn, Al, Fe, H). P disponible	Mesurée au pH du sol. Extraction à la cobalthexamine. Dosage par spectrométrie d'émission atomique à couplage inductif (ICP-AES). Bray II. Extraction avec un mélange d'une solution de HCl à 0.1 mol l ⁻¹ et de Fluorure d'ammonium à 0.03 mol l ⁻¹ .	US Analyses. Cirad, Montpellier, France. Laboratoire des moyens analytiques. Centre IRD de Bel Air, Dakar, Sénégal.
P total	Extraction à l'eau régale.	Laboratoire des moyens analytiques. Centre IRD de Bel Air, Dakar, Sénégal.
C et N total	Analyseur élémentaire (FlashSmart™, ThermoFisher).	Laboratoire BioSolTrop. UMR Eco&Sols, Montpellier, France.
N minéral	Extraction au KCl 1 M. Dosage colorimétrique au flux continu (San ^{SERIES} , Skalar).	Laboratoire PC. UMR Eco&Sols, Montpellier, France.
Granulométrie en 5 fractions	Décantation sans décarbonatation (NF X31-107).	Laboratoire DTA-AO. SOGB, San Pédro, Côte d'Ivoire.

2.7.3. Solutions du sol, eau de ruissellement et pluie

Les échantillons d'eau ont été conservés au réfrigérateur (+ 4°C) jusqu'à l'élaboration des échantillons composites mensuels. Les échantillons composites ont été filtrés à 0.2 µm. Les échantillons composites ont été divisées en 3 exemplaires en fonction du type d'analyse et du laboratoire :

- Un exemplaire pour l'analyse de l'azote minéral, de l'azote et du carbone organique dissous, conservé au congélateur. Ces analyses ont été conduites au laboratoire PC de l'UMR Eco&Sols, Montpellier, France. L'azote minéral a été analysé par dosage en colorimétrie au flux continu (San^{SERIES}, Skalar). L'azote et le carbone organique dissous ont été déterminés à l'analyseur de carbone organique total (Shimadzu TOC).
- Un exemplaire pour les éléments totaux (Cl, P, K, Na, S, etc.), acidifié avec une goutte d'acide nitrique à 67 % et conservé au réfrigérateur. Les éléments ont été dosés par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP) au laboratoire ICP-MS de Géosciences, CNRS, Montpellier, France.
- Un exemplaire, concernant les solutions du sol et l'eau de pluie à la SAPH uniquement, pour l'analyse du pH (Inolab pH7110 avec une électrode SenTix® 81) et de la conductivité (pHenomenal® CO 3100), réalisée directement après la constitution de l'échantillon composite et la filtration à 0.2 µm, sur place dans le laboratoire de la plantation de la SAPH.

Les échantillons ont été conservés de 1 à 5 mois avant analyse. Les échantillons d'eau ont été transportés par avion de Côte d'Ivoire en France, dans une glacière contenant des pains

de glace. A l'arrivée, ils ont été disposés directement au réfrigérateur ou au congélateur en fonction de l'exemplaire avant analyse.

2.8. Traitements statistiques

2.8.1. Gestion des données aberrantes ou biaisées

Les données aberrantes correspondaient à des résultats anormalement élevés ou bas. La pollution de l'échantillon par une source externe, des problèmes de conservation, des problèmes matériels liés à l'analyseur ou des biais lors de l'échantillonnage ont pu dans certains cas aboutir à l'obtention de ces données. Elles ont surtout été identifiées pour les échantillons d'eau (solution du sol et ruissellement). La méthode de l'interquartile a été utilisée pour les détecter : une donnée supérieure à $Q_3 + 2*(Q_3-Q_1)$, avec Q_3 : 3^{ème} quartile et Q_1 : premier quartile, a été considérée comme aberrante et supprimée du jeu de donnée. Les données aberrantes correspondaient à ~2 % du jeu de donnée pour les éléments dosés dans l'eau de ruissellement et la solution du sol.

Les données biaisées correspondaient à des données qui n'ont pu être correctement enregistrées sur le terrain au niveau du dispositif d'érosion uniquement. Leur origine pouvait être double. Premièrement, lorsque le coefficient de ruissellement (i.e., le ratio entre le ruissellement et les précipitations) était supérieur à 1. Cela pouvait s'expliquer par une entrée d'eau externe dans la micro-placette lors d'événements pluvieux forts. Deuxièmement, des seaux se sont renversés en cas d'évènement pluvieux très intenses, i.e., dans le cas de pluviométries journalières dépassant 100 mm. Sur les 3 années de suivi, 2 évènements de ce type ont eu lieu : un lors de la période 12-24 mois (125 mm, soit 7.6 % de la pluviométrie de la période) et un lors de la période 24-36 mois (168 mm, soit 10.6 % de la pluviométrie de la période). Pour les 2 cas de figure, le modèle de prédiction du ruissellement a été utilisé pour remplacer les données biaisées (cf. Annexe 9). Ils correspondaient au total à 2 % du jeu de données de janvier 2019 à mai 2021.

2.8.2. Indices de santé du sol

Un indice pour chacune des 3 fonctions du sol (cycle des nutriments, transformation du carbone et maintien de la structure) a été calculé en utilisant la même méthodologie que celle détaillée par Obriot et al. (2016). Les 10 indicateurs du sol ont d'abord été normalisés à l'aide d'une courbe de réponse "more is better", "less is better" ou "optimum", selon l'indicateur. Ensuite, une analyse en composantes principales (ACP) pondérée a été exécutée pour donner le même poids à chaque fonction du sol. Les indices ont été calculés à partir des contributions relatives des indicateurs de sol aux composantes principales ayant des valeurs propres > 1. Un indice de santé des sols a été calculé à partir de la somme des trois indices, afin de refléter

les multiples fonctions assurées par les sols. Tous les indices ont été calculés pour chaque site séparément. La méthode est présentée en détail dans l'article 2.

2.8.3. Outils statistiques utilisés

Le logiciel R (V. 3.6.2) a été utilisé pour toutes les analyses statistiques et représentations graphiques. Le seuil de significativité des analyses statistiques a été fixé à $P < 0.05$.

Les packages utilisés ont été :

- *lme4*, *lsmeans*, *multcomp*, *MuMIn* et *car* pour les modèles linéaires mixtes. Les modèles mixtes ont été utilisés pour tester l'effet des traitements, des périodes ou des positions (facteur fixe) sur une variable réponse (e.g., un flux d'élément minéral, un stock d'élément minéral, etc.). L'effet bloc a été placé en facteur aléatoire dans toutes les analyses. Selon le test, la période et la position ont été utilisées en facteurs aléatoires.
- *nlme* pour les modèles non linéaires utilisés pour représenter la décomposition des résidus d'abattage.
- *factominer* et *factoextra* pour les analyses en composantes principales (ACP).
- *tydiverse* pour la gestion des jeux de données.
- *ggplot2* pour les représentations graphiques.

3. Résultats et discussion

Les résultats et leur discussion sont structurés de la manière suivante :

- Densité, croissance et biomasse produite (incluant l'article 1).
- Cycles biologique et biochimique.
- Cycle géochimique.
- Bilans annuels d'éléments minéraux à l'échelle du sol.
- Évolution des stocks d'éléments minéraux dans le sol.
- Effet des résidus d'abattage sur la restauration de la santé du sol après la coupe rase d'une plantation (article 2).

3.1. Densité, croissance et biomasse produite

La croissance, la densité, la biomasse des arbres et la biomasse de la plante de couverture ont été suivies dans les traitements R0F0 (aucune restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F0 (restitution complète de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F1 (restitution complète de résidus d'abattage, fertilisation) et R3F0 (double restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation, soit R2F0x2).

La croissance, évaluée par la circonférence, et la densité du peuplement sont deux déterminants majeurs de la productivité d'une plantation d'hévéas. L'exploitation de l'arbre pour le latex peut commencer quand la circonférence des arbres atteint 50 cm à 1 m au-dessus du sol. Dans notre étude, le suivi annuel de la densité a été importante car les résidus d'abattage, matières organiques fraîches enfouies dans le sol et en surface, sont des substrats sur lesquels les champignons pourridiés se développent (Martin and du Plessix, 1969). La circonférence et la densité du peuplement ont été évaluées à partir de l'âge de 6 mois, à 6 mois d'intervalle jusqu'à l'âge de 36 mois.

Évaluer la biomasse des différents compartiments des hévéas (aériens et souterrains) et l'évolution de leur proportion dans la biomasse totale au cours du temps permet de renseigner les différentes étapes du développement d'un jeune peuplement d'hévéas. La biomasse des différents compartiments (troncs, branches, feuilles, pivots et différentes tailles de racines) a été estimée par l'établissement d'équations allométriques après échantillonnage destructif d'arbres couvrant la variabilité des surfaces terrières à 12 et 36 mois après la plantation. La biomasse aérienne « sur pied » de la plante de couverture a été évaluée tous les 6 mois.

3.1.1. Croissance et densité du peuplement d'hévéas

A l'âge de 36 mois, la circonférence moyenne dans les différents traitements varie de 26.2 cm à 30.6 cm à la SAPH et de 17.0 cm à 27.7 cm à la SOGB (Tableau 4). La restitution de résidus d'abattage permet d'augmenter significativement la circonférence des arbres sur les 2 sites, à partir de l'âge de 30 mois à la SAPH et de 18 mois à la SOGB. A la SAPH et à la SOGB à l'âge de 36 mois, les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0, R2F1 et R3F0) ont une croissance plus élevée que le traitement sans restitution (R0F0). A la SOGB uniquement, à l'âge de 36 mois, un effet significatif de l'apport d'engrais combiné aux résidus d'abattage (traitement R2F1) sur la circonférence est visible, comparé au traitement R2F0 avec résidus d'abattage mais non fertilisé.

Bien que l'effet positif d'une fertilisation NPK sur la circonférence des hévéas immatures, comme observé à la SOGB, soit très documenté dans la littérature scientifique (Vrignon-Brenas et al., 2019), aucune étude n'a porté sur l'effet de la restitution de résidus d'abattage sur ce paramètre, à notre connaissance. Nos résultats sont cohérents avec des études conduites dans des plantations pérennes tropicales à croissance rapide comme l'eucalyptus ou l'acacia montrant que la restitution de résidus de coupe a un effet positif sur la croissance (Gonçalves et al., 2007; Laclau et al., 2010a; Rocha et al., 2016; Huong et al., 2020). Les circonférences 36 mois après plantation, quel que soit le traitement, se situent dans la gamme haute des circonférences issues de références bibliographiques dans des plantations d'hévéas au même âge : 23.0 cm (Polinière et Van Brandt, 1967), 18.4-22.3 cm (Joseph et al., 2009), 26.0 cm (Rodrigo et al., 2005) et 27.0-31.7 cm (Alle et al., 2015) à la SAPH, tandis qu'elles sont dans la gamme moyenne à la SOGB.

Tableau 4 : Circonférence (cm) à 1 m du sol à différents âges dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB (n = 4). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements à une date et un site donné, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$.

Site	Traitement	Circonférence (cm) à différents âges de la plantation (mois)					
		6	12	18	24	30	36
SAPH	R0F0	5.7	9.5	13.8	17.4	22.7 b	26.2 b
	R2F0	5.2	9.1	13.7	17.7	24.0 ab	29.7 a
	R2F1	5.4	9.5	14.5	18.3	25.1 a	30.1 a
	R3F0	5.7	9.6	14.4	18.1	24.5 ab	30.6 a
SOGB	R0F0	2.9	5.8	10.1 b	12.0 c	15.6 c	17.0 c
	R2F0	2.8	6.3	10.9 b	13.8 bc	19.5 b	22.2 b
	R2F1	3.1	7.1	13.1 a	16.6 a	23.8 a	27.7 a
	R3F0	3.1	6.5	11.6 ab	14.9 ab	21.3 ab	24.8 ab

Nos résultats suggèrent des différences entre les 2 sites en termes de biodisponibilités des éléments minéraux issus de la décomposition des résidus d'abattage. L'apport au sol d'éléments par les résidus d'abattage correspond à une quantité accumulée dans un peuplement mature de ~40 ans, i.e., bien supérieur aux besoins d'un jeune peuplement. Leur décomposition et la libération complète d'éléments minéraux associés est rapide (< 2.5 années) (Yew, 2001). L'absence de différence significative de croissance à l'âge de 36 mois entre le traitement R2F0 et R2F1 à la SAPH suggère que les éléments minéraux issus de la décomposition des résidus d'abattage sont disponibles pour l'hévéa, en termes d'accès par les racines et/ou de biodisponibilité, ce qui rend l'effet de la fertilisation négligeable, alors qu'il est en général marqué sur des jeunes hévéas (Vrignon-Brenas et al., 2019). A la SOGB en revanche, l'apport d'engrais améliore significativement la croissance, ce qui tend à montrer que les éléments issus des résidus d'abattage ne sont pas disponibles en quantité suffisante, en termes d'accès (distance à l'interligne) et/ou de biodisponibilité. La biodisponibilité de certains éléments peut être problématique dans les sols ferrallitiques de la SOGB. Ces derniers, riches en oxyde et hydroxyde de Fe, sont propices à l'adsorption du P, qui est donc souvent limitant pour la croissance des plantes dans ces sols.

Les croissances plus élevées à la SAPH qu'à la SOGB, quel que soit le traitement et l'âge, s'expliqueraient, en plus des facteurs pédoclimatiques, par le fait que les arbres aient été plantés à différents stades de développement (débouffés à 2 étages foliaires à la SAPH et non débouffés à la SOGB). L'effet clone (IRCA41 à la SAPH et IRCA230 à la SOGB) devrait être mineur dans l'explication des écarts de croissance entre sites, les clones IRCA41 et IRCA230 étant issus du même croisement GT1xPB5/51 (Clément-Demange, *communication personnelle*).

L'accroissement en circonférence du peuplement sur l'ensemble de la période de mesure varie, tous traitements confondus, de 0.5 à 1.1 cm mois⁻¹ à la SAPH et de 0.2 à 1.2 cm mois⁻¹ à la SOGB (Figure 6). En intégrant l'ensemble des dates de mesure, ils sont significativement plus élevés dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage (traitements R2F0, R2F1 et R3F0), comparés au traitement R0F0 sans restitution ($P < 0.05$). L'accroissement moyen est similaire à la SAPH et à la SOGB et suit une cinétique comparable entre les traitements et sur les 2 sites : on observe une évolution en dent de scie, avec des pics d'accroissement en saisons des pluies et des accroissements plus faibles en saisons sèches.

Le taux d'arbres vivant à l'âge de 36 mois varie de 96 % à 100 % à la SAPH ; il est de 100 % pour tous les traitements à la SOGB (Tableau 5). A la SAPH, le traitement R2F0 présente le taux d'arbres vivant le plus faible à partir de l'âge de 18 mois et ce jusqu'à la fin des mesures. La moitié de la mortalité des arbres est imputable aux champignons pourridiés et à la casse au vent pour l'autre moitié. A la SOGB, l'augmentation du taux d'arbres vivants de 6 à 12 mois dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1 correspond à des remplacements d'arbres dont le

greffon ne s'était pas développé. D'après des données de croissance sur des plantations âgées de 3 ans à la SAPH et à la SOGB (~300 ha par site), le taux d'arbre vivant à cet âge est en moyenne de 93 % à la SAPH et de 96 % à la SOGB. Les densités à 3 ans au sein des dispositifs expérimentaux à la SAPH et à la SOGB, quel que soit le traitement, sont donc supérieurs aux densités de peuplement du même âge hors dispositif expérimental.

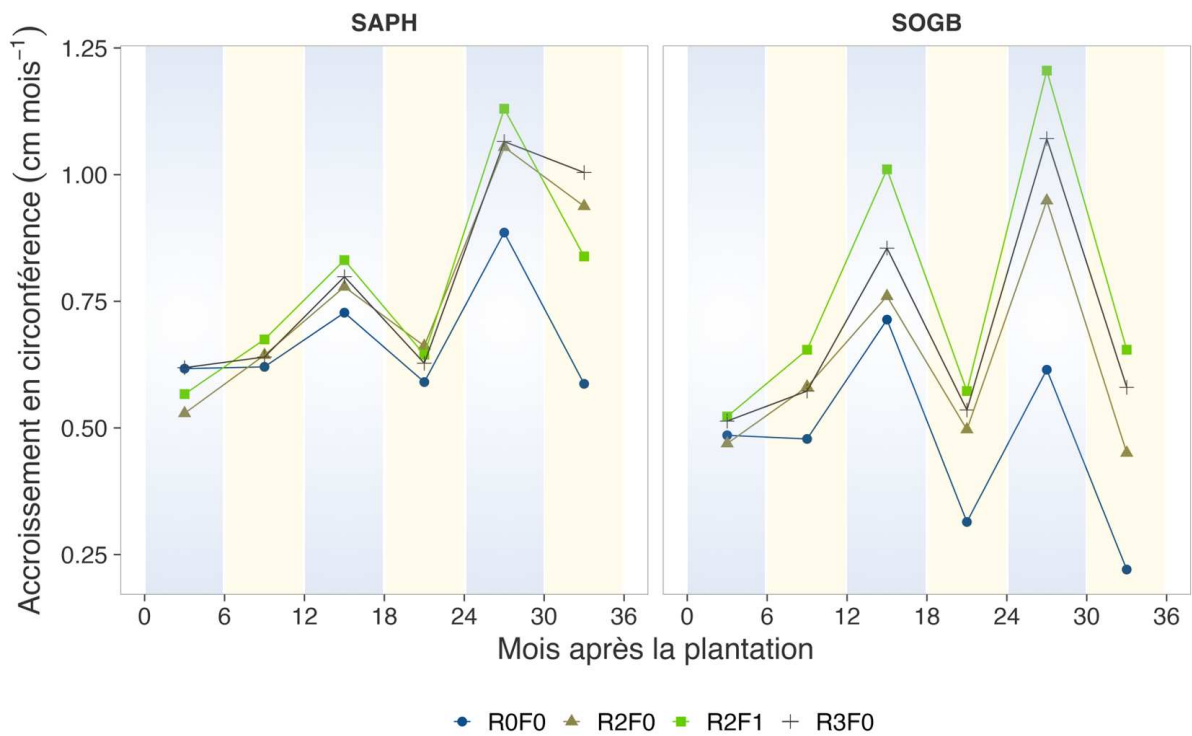


Figure 6 : Accroissement en circonférence (cm mois^{-1}) à différents intervalles de temps dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) ($n = 4$). Les intervalles de mois surlignés en jaune correspondent aux saisons sèches, ceux en bleu aux saisons des pluies.

Tableau 5 : Taux d'arbres vivants (%) et écart-types à différents âges dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB ($n = 4$).

Site	Traitement	Taux d'arbres vivants (%) à différents âges de la plantation (mois)					
		6	12	18	24	30	36
SAPH	R0F0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0
	R2F0	100 ± 0	100 ± 0	99 ± 3	98 ± 3	97 ± 4	96 ± 5
	R2F1	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	99 ± 1	99 ± 1
	R3F0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	99 ± 1	99 ± 2
SOGB	R0F0	99 ± 1	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0
	R2F0	99 ± 1	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0
	R2F1	99 ± 1	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0
	R3F0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0	100 ± 0

3.1.2. Biomasse totale du peuplement d'hévéas

La biomasse totale des hévéas évolue de manière exponentielle de 0 à 36 mois dans la majorité des traitements et sur les 2 sites (Figure 7). La restitution de résidus d'abattage dans les traitements R2F0, R2F1 et R3F0 améliore significativement l'accumulation de biomasse par rapport à l'absence de restitution (traitement R0F0), à partir de l'âge de 36 mois à la SAPH et de 24 mois à la SOGB. A la SOGB uniquement, l'apport d'engrais couplé à la restitution de résidus d'abattage (traitement R2F1) a une influence positive et significative sur l'accumulation de biomasse totale, comparé au traitement sans apport d'engrais avec restitution de résidus d'abattage (R2F0). Sur les 2 sites, l'apport plus ou moins important de résidus d'abattage, sans engrais (R2F0 vs R3F0), n'a aucun effet significatif sur la biomasse, tout âge confondu. A l'âge de 36 mois, la biomasse totale varie de 17.1 à 22.6 t ha⁻¹ à la SAPH et de 5.2 à 12.8 t ha⁻¹ à la SOGB. Nos résultats sont du même ordre de grandeur que ceux de la littérature pour des biomasses totales sur des peuplements du même âge : 17.2 t ha⁻¹ (Shorrocks, 1965a) et de 5.0 à 22.1 t ha⁻¹ (Polinière and Van Brandt, 1964b). La biomasse aérienne à l'âge de 36 mois dans les traitements les plus productifs de notre étude (~15 t ha⁻¹ dans le R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH) est inférieure à celle de plantations tropicales comme l'eucalyptus, dans lesquelles la biomasse aérienne varie de 22 à 32 t ha⁻¹ au même âge (Laclau et al., 2010a).

La proportion des 4 compartiments souterrains (racines fines, racines moyennes, grosses racines et pivots) dans la biomasse totale diminue fortement de 12 à 36 mois après plantation (de 13 à 3 % à la SAPH et de 17 à 3 % à la SOGB pour les racines fines). La proportion des feuilles dans la biomasse totale stagne (SAPH) ou diminue (SOGB) au cours du temps. Les branches prennent une part de plus en plus forte dans la biomasse totale du peuplement entre 24 et 36 mois après plantation, surtout à la SAPH (de 18 à 25 %) et dans une moindre mesure à la SOGB (de 18 à 20 %). Concernant le tronc, sa proportion dans la biomasse totale diminue légèrement à la SAPH (de 46 à 41 %) alors qu'elle croît à la SOGB (de 34 à 46 %), ce qui peut s'expliquer par l'effet du clone sur le développement des embranchements. La part des 2 compartiments aériens ligneux (branches et troncs) additionnée augmente avec le temps. Globalement, la diminution de la part des compartiments souterrains et/ou des feuilles et l'augmentation de la part des compartiments aériens ligneux en début de cycle est cohérente avec le développement d'une plantation d'arbres. La part prépondérante des compartiments souterrains et des feuilles au premier stade de développement permet d'assurer une acquisition rapide des ressources (lumière, eau et éléments minéraux), nécessaires dans un deuxième temps au développement du tronc et des branches pour la compétition pour la lumière (Miller, 1995). Des observations similaires ont été relatées dans des jeunes plantations d'hévéas au Vietnam (Polinière and Van Brandt, 1964b) et en Côte d'Ivoire (cf. article 1).

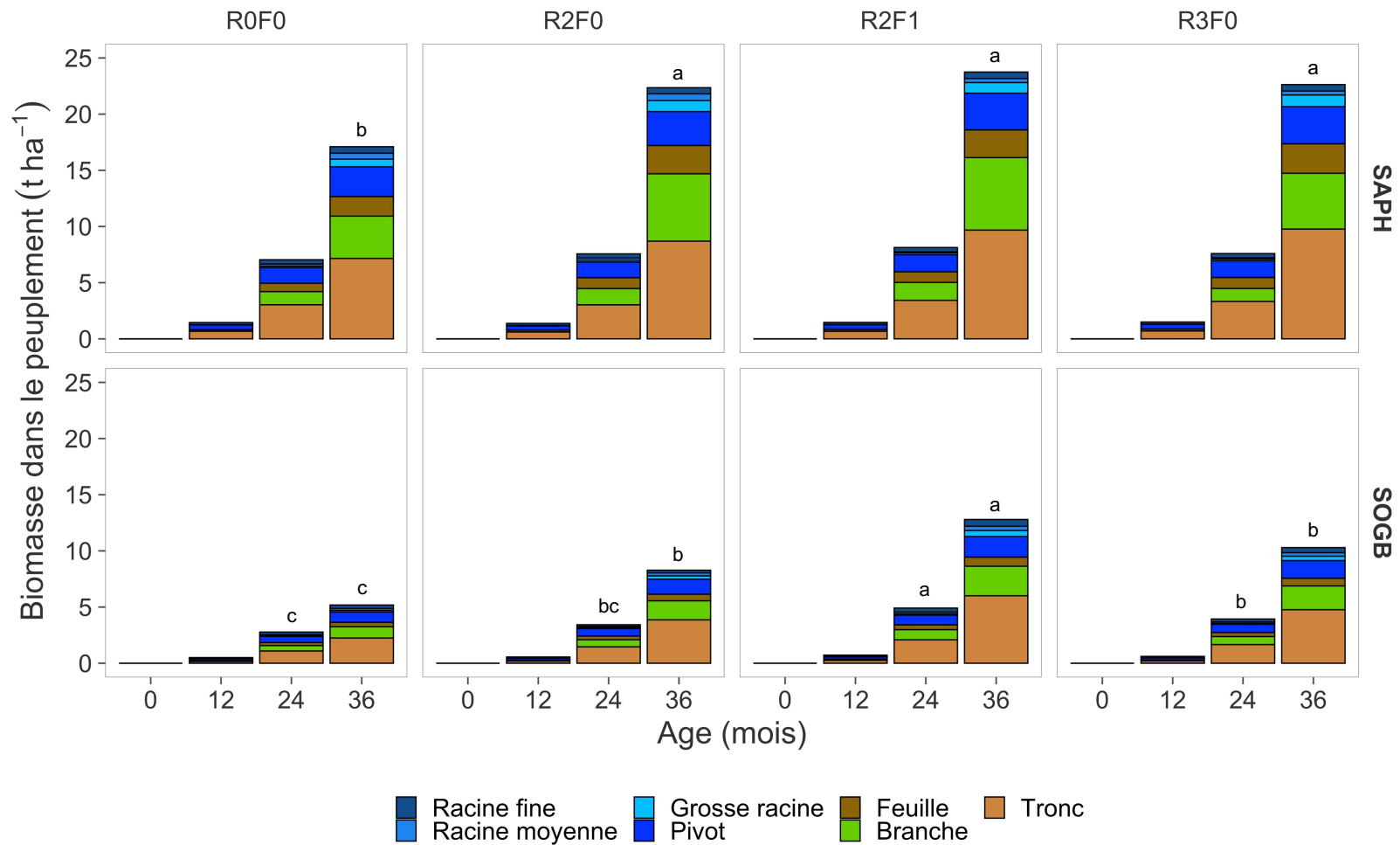


Figure 7 : Évolution de la biomasse ($t\ ha^{-1}$), obtenue par équations allométriques après échantillonnages destructifs à l'âge de 12 et 36 mois, dans différents compartiments aériens (feuille, branche et tronc) et souterrains des hévéas (racine fine, racine moyenne, grosse racine et pivot) dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) ($n = 4$). Des lettres différentes indiquent des différences significatives de biomasse totale entre les traitements pour un âge donné, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$. L'absence de lettre indique que les différences entre traitements ne sont pas significatives ($P > 0.05$).

3.1.3. Biomasse aérienne de la plante de couverture

La biomasse aérienne de la plante de couverture varie de 0.6 à 2.3 t ha⁻¹ à la SAPH et de 1.4 à 2.9 t ha⁻¹ à la SOGB, quels que soient le traitement et la date de mesure (Figure 8). A la SAPH, la biomasse atteint sa valeur maximale à ~6 mois après la plantation puis diminue en continu jusqu'à 36 mois. L'effet du traitement sur les stocks n'est pas significatif en intégrant l'ensemble des dates. A la SOGB en revanche, la biomasse est plutôt stable sur l'ensemble du suivi avec un effet significatif du traitement. Le traitement avec restitution double de résidus d'abattage (R3F0) présente une biomasse moyenne (1.9 t ha⁻¹) supérieure à celle du traitement sans restitution (R0F0, 1.4 t ha⁻¹). Nos résultats sont cohérents avec [Lehmann et al. \(2000\)](#), qui reportent des biomasses aériennes de *Pueraria phaseoloides* variant de 1.8 à 2.5 t ha⁻¹ sur une période de 11 mois en Amazonie. La biomasse aérienne « sur pied » à un instant donné ne représente pas la production de biomasse annuelle. Cette dernière a été évaluée à 8 t ha⁻¹ an⁻¹ pour *Pueraria phaseoloides*, dans une plantation d'hévéas au nord-est de la Thaïlande, dans des conditions pédoclimatiques peu favorables (Clermont-Dauphin et al., 2016). L'écart entre biomasse « sur pied » et biomasse produite s'explique par un renouvellement très rapide de biomasse chez cette espèce. Il a été reporté que la biomasse produite mensuellement par *Pueraria phaseoloides* correspondait en moyenne à la moitié de sa biomasse aérienne « sur pied » (Lehmann et al., 2000). Sur cette base, la production de biomasse aérienne dans notre étude peut être estimée à 3.7-14.0 t ha⁻¹ an⁻¹ à la SAPH et à 8.7-18.1 t ha⁻¹ an⁻¹ à la SOGB sur l'ensemble du suivi. Il s'agit du même ordre de grandeur que la biomasse des hévéas à l'âge de 24 et 36 mois.

La proportion de biomasse de la légumineuse par rapport aux espèces non semées diminue drastiquement entre 12 et 36 mois après la plantation dans le traitement sans résidus d'abattage (R0F0) sur les 2 sites : de 93 à 31 % à la SAPH et de 50 à 10 % à la SOGB entre ces 2 âges (Figure 9). Des plantes spontanées, des herbacées majoritairement, ont remplacé peu à peu la légumineuse dans ce traitement. En revanche la part de légumineuse dans les 3 traitements avec restitution de résidus d'abattage est relativement stable au cours du temps, sur les 2 sites. La baisse de biomasse de *Pueraria phaseoloides* dans le temps, au profit d'une végétation spontanée, est fréquemment observée dans les plantations de cocotiers, à partir de ~2 années après la plantation (Bonneau, *communication personnelle*). Dans notre étude, le traitement R0F0 est caractérisé par une fertilité du sol faible liée à l'exportation des résidus d'abattage. Dans ce traitement, le remplacement de la légumineuse par des herbacées pourrait s'expliquer par une compétition accrue pour les ressources en éléments minéraux avec le peuplement d'hévéas. Le dépérissement progressif de la légumineuse est cohérent avec l'accroissement de la compétition avec le peuplement d'hévéas au cours du temps lié à l'augmentation exponentielle de ses besoins nutritionnels.

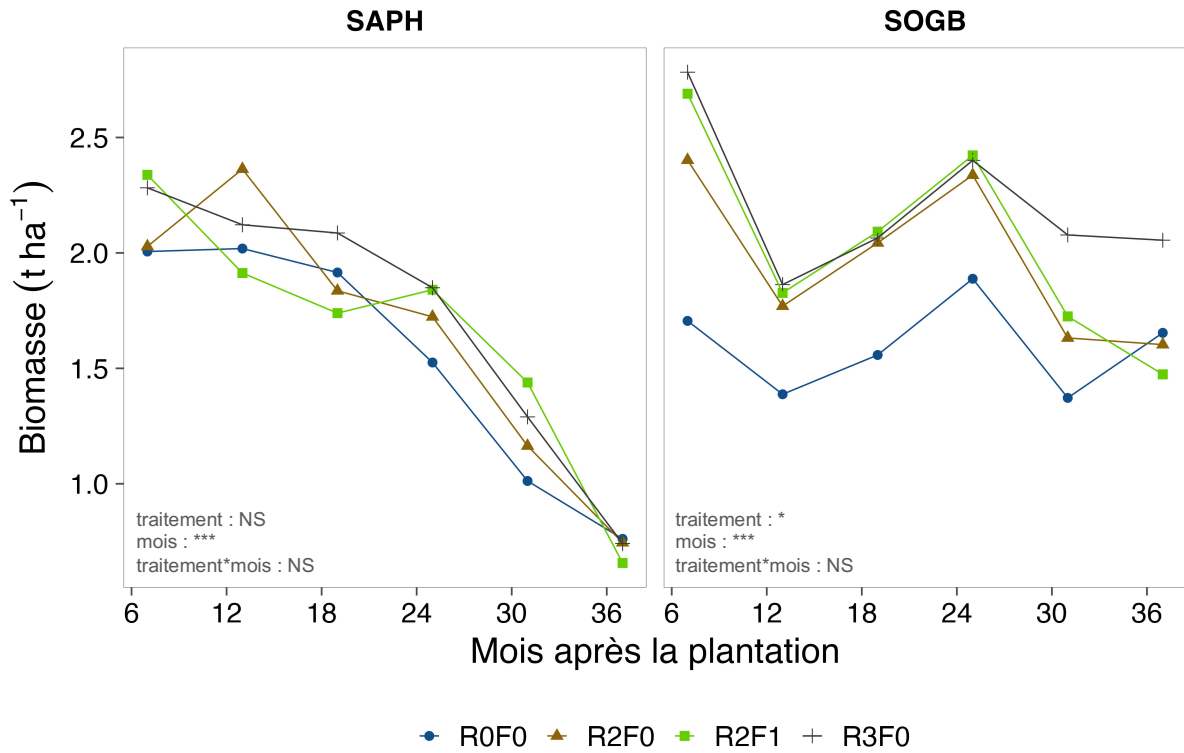


Figure 8 : Évolution de la biomasse aérienne de la plante de couverture ($t\ ha^{-1}$), de 6 à 36 mois après la plantation, dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) ($n = 3$). * : $P < 0.05$; *** : $P < 0.001$.

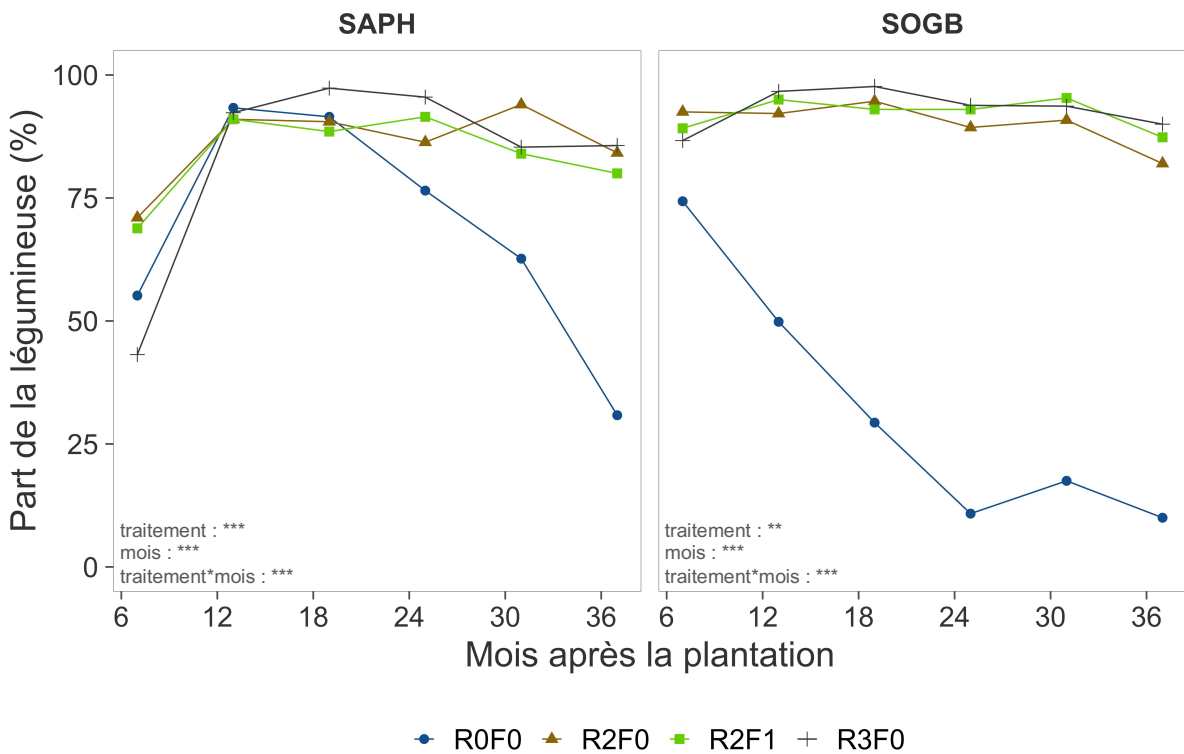


Figure 9 : Évolution de la part de biomasse de la légumineuse *Pueraria phaseoloides* dans la biomasse totale de la plante de couverture (%), de 6 à 36 mois après la plantation, dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB ($n = 3$). ** : $P < 0.01$; *** : $P < 0.001$.

3.2. Cycles biologique et biochimique

Les flux du cycle biologique évalués dans cette étude ont été (1) la décomposition des résidus d'abattage et la libération d'éléments minéraux associés, (2) la dynamique d'accumulation d'éléments minéraux dans le peuplement à l'échelle d'un cycle de plantation entier en se basant sur une chronoséquence; (3) la dynamique d'accumulation d'éléments minéraux de 0 à 36 mois après la plantation dans les hévéas et la plante de couverture du dispositif expérimental sur les 2 sites étudiés ; (4) le prélèvement total d'éléments minéraux par le peuplement et la plante de couverture ; (5) la minéralisation nette de l'azote dans le sol et (6) les retours aux sols par les litières du peuplement et de la plante de couverture. Concernant le cycle biochimique, la résorption foliaire dans les hévéas a été évaluée.

Les mesures ont été réalisées dans les traitements R0F0 (aucune restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F0 (restitution complète de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F1 (restitution complète de résidus d'abattage, fertilisation) et R3F0 (double restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation, soit R2F0x2) sur le site de la SAPH et de la SOGB pendant les 3 premières années après la plantation (i.e., périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois).

3.2.1. Décomposition des résidus d'abattage et libération d'éléments minéraux

L'objectif était d'évaluer la quantité d'éléments minéraux restituée au sol par la décomposition des résidus d'abattage au cours des 3 premières années dans les traitements R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB. Pour cela, 3 étapes ont été suivies :

- Les stocks initiaux d'éléments minéraux contenus dans les résidus d'abattage, restitués à la mise en place du dispositif expérimental, ont tout d'abord été évalués par allométrie.
- La cinétique de libération des éléments minéraux dans les différents compartiments des résidus d'abattage (tronc, branche fine, grosse branche et feuille) a ensuite été suivie dans un dispositif annexe afin d'établir des modèles de cinétique de décomposition.
- Ces modèles ont enfin été appliqués aux stocks d'éléments minéraux initialement présents dans les résidus d'abattage, permettant de quantifier leur libération au cours du temps.

3.2.1.1. Stocks d'éléments initiaux restitués via les résidus d'abattage

Les stocks d'élément minéraux contenus dans les résidus d'abattage restitués dans les traitements R2F0 et R2F1 sont équivalents et correspondent bien à la moitié de ceux du traitement R3F0, ce qui témoigne de la bonne mise en place du dispositif expérimental et de sa validité (Figure 10). Dans les traitements avec restitution complète des résidus d'abattage (R2F0 et R2F1), les stocks de N, P, K, Ca et Mg s'élèvent respectivement à 973, 173, 401, 1132, 256 kg ha⁻¹ à la SAPH et à 984, 137, 665, 2438 et 465 kg ha⁻¹ à la SOGB. Les stocks de P sont plus élevés à la SAPH qu'à la SOGB alors que les stocks de K, Ca et Mg sont plus importants à la SOGB ; les stocks de N étant similaires entre sites. Ces résultats reflètent bien les différences de concentrations en éléments dans les sols des 2 sites, la SOGB étant caractérisée par des concentrations en éléments échangeables plus élevés qu'à la SAPH alors que l'inverse est observé pour le P assimilable. Concernant le N total du sol, les concentrations entre sites sont similaires.

Nos résultats sont très proches de ceux documentés dans la bibliographie pour des plantations en fin de vie (cf. article 1). En comparaison à d'autres plantations tropicales pour lesquelles la restitution des résidus de coupe à la replantation est une pratique courante, les quantités restituées dans notre étude sont très élevées. Dans des plantations d'eucalyptus tropicales par exemple, les stocks de N, P, K, Ca et Mg restitués, dans le cas où le bois de tronc seulement est prélevé, s'élèvent respectivement à 250, 28, 63, 79 et 45 kg ha⁻¹ (Laclau et al., 2010a), soit une restitution 4 à 50 fois plus faible qu'en plantation d'hévéas selon l'élément minéral considéré.

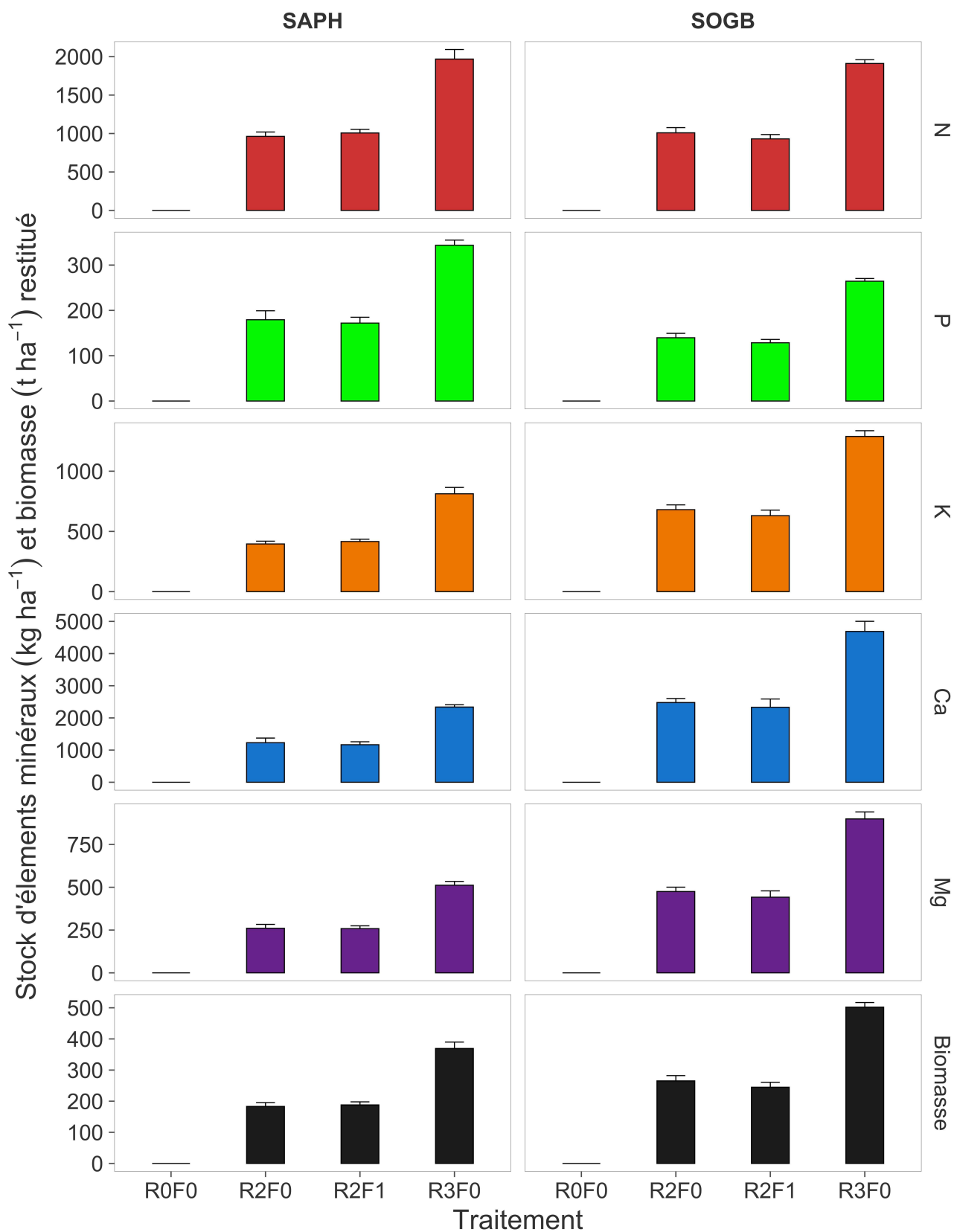


Figure 10 : Stock de N, P, K, Ca, Mg (kg ha⁻¹) et de biomasse (t ha⁻¹) restitué après la coupe rase de la plantation dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) (n = 4). Les stocks d'éléments et la biomasse comprennent les parties aériennes (troncs, feuilles et branches) et souterraines (pivots et racines).

3.2.1.2. Cinétiques de décomposition des différents types de résidus

Dans un dispositif expérimental annexe, la décomposition des troncs, feuilles, branches fines et grosses branches a été suivie à la SAPH et à la SOGB sur 48 mois. Parmi les compartiments étudiés, les feuilles ont les cinétiques de libération d'éléments minéraux les plus rapides avec une constante de libération k_1 moyenne de 0.26 (tous éléments et sites confondus) ; puis de manière décroissante les troncs et les branches fines ($k_1 = 0.07$ pour les 2 compartiments) et les grosses branches ($k_1 = 0.04$). Les éléments minéraux peuvent être classés dans l'ordre décroissant suivant, selon leur constante de libération k_1 : $K > P > N = Mg > Ca$. Les feuilles ont libéré 100 % de leurs éléments minéraux en 18 mois (Figure 11), contre 48 mois pour les troncs (Figure 12), branches fines (Annexe 10) et grosses branches (Annexe 11). Les grosses branches ont la particularité de présenter une immobilisation d'éléments minéraux. Ceci se traduit par une accumulation d'éléments minéraux dans ce compartiment lors des 6 premiers mois après le début du suivi, pour presque tous les éléments. Ce phénomène est aussi observé dans la décomposition des résidus de coupe d'autres plantations tropicales, surtout pour le N, P et Mg dans les branches (Hernández et al., 2009; Van Bich et al., 2018).

Les cinétiques de perte de biomasse suivent globalement les mêmes tendances que celles des éléments minéraux (i.e., décomposition totale des feuilles en 18 mois et en 48 mois pour les autres compartiments). Les 2 sites d'étude ont des cinétiques de libération moyenne identiques ($k_1 = 0.11$), tous éléments et compartiments confondus.

Peu d'informations sont disponibles sur les cinétiques de décomposition des résidus d'abattage en plantations d'hévéas dans la littérature. La seule étude sur le sujet reporte des décompositions complètes de feuilles (8 mois), de troncs et branches (~33 mois) plus rapides que nos résultats (Yew, 2001). Dans une plantation d'acacias au Vietnam, les vitesses de décomposition des feuilles (10 % de biomasse restante après 18 mois) et des branches (50 % de biomasse restante après 18 mois) sont très comparables à celles de notre étude (Van Bich et al., 2018).

Les deux types de placettes suivies (« R2F0 & R2F1 » ou « R3F0 ») présentent des cinétiques de libération similaires, quels que soient l'élément minéral et le type compartiment. L'absence de différence de cinétique de décomposition en fonction de la quantité d'abattage restituée a déjà été documentée dans des plantations d'eucalyptus au Brésil (Oliveira et al., 2021).

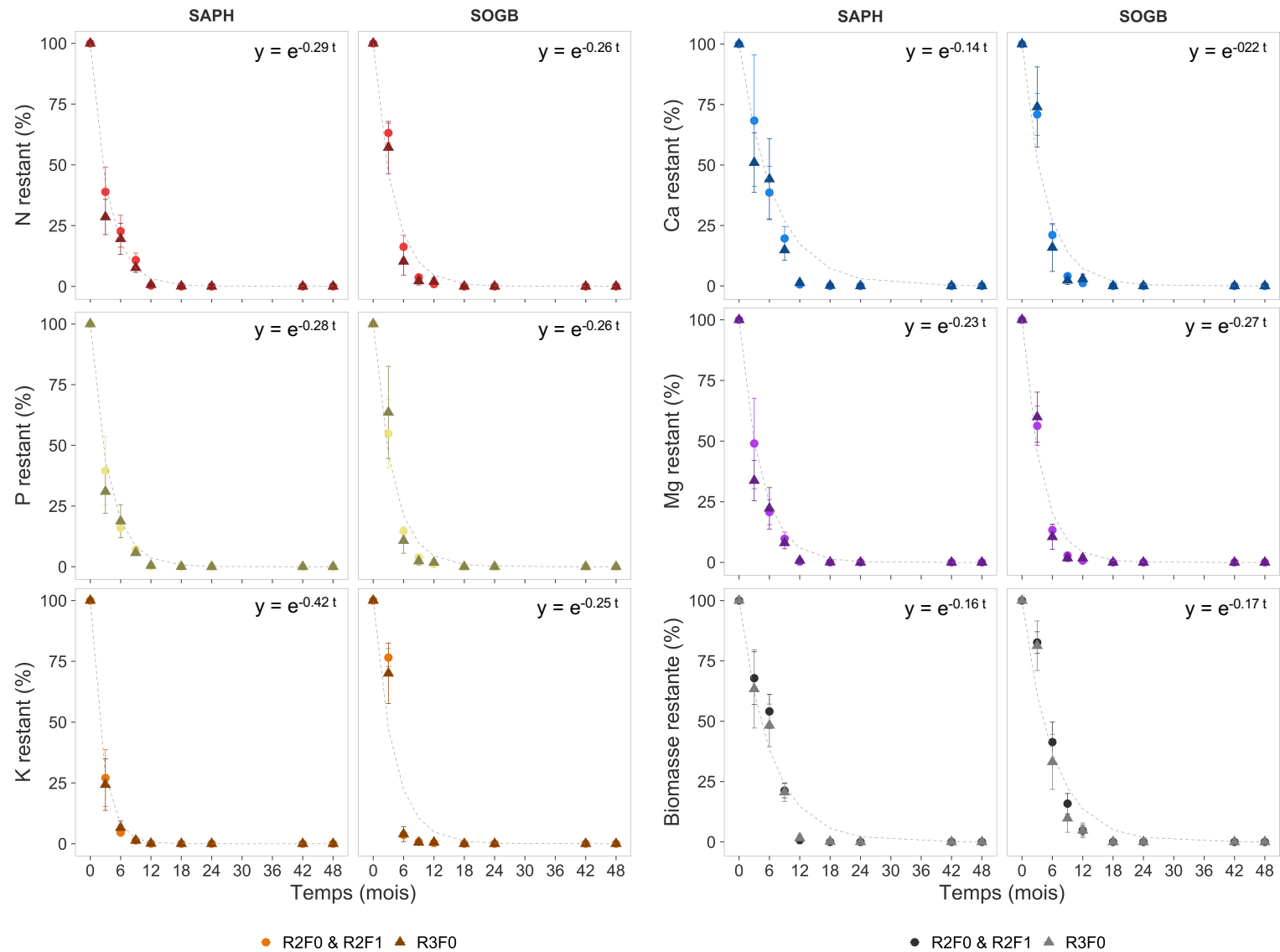


Figure 11 : N, P, K, Ca, Mg et biomasse restants dans les feuilles des placettes décomposition de type "R2F0 & R2F1" et "R3F0" à la SAPH et à la SOGB (n = 4). La courbe pointillée correspond au modèle exponentiel de décomposition, intégrant les 2 types de placettes, avec t : temps en mois.

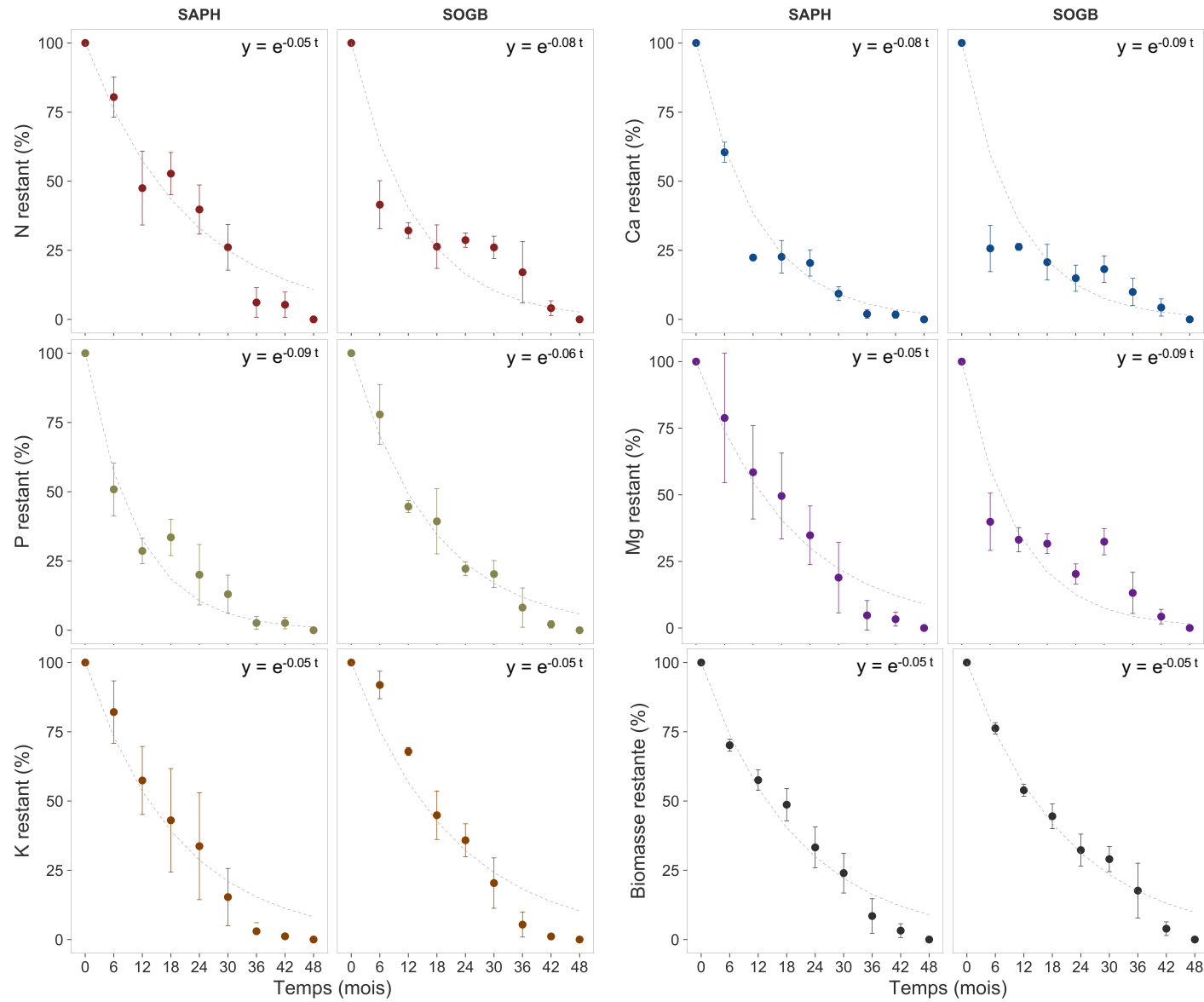


Figure 12 : N, P, K, Ca, Mg et biomasse restants dans les troncs à la SAPH et à la SOGB (n = 4). La courbe pointillée correspond au modèle exponentiel de décomposition avec t : temps en mois.

3.2.1.3. Libération d'éléments minéraux au cours des périodes successives après la coupe rase

Les modèles exponentiels inversés de décomposition, couplés aux stocks d'éléments minéraux initiaux restitués par les résidus d'abattage, permettent d'évaluer la libération d'éléments dans le temps. Les modèles de décomposition des troncs ont été appliqués aux souches et ceux des branches fines aux racines moyennes et grosses (i.e., $\varnothing > 2$ mm), la cinétique de décomposition des souches et racines n'ayant pas été évaluée.

Les cinétiques de libération de N, P, K, Ca et Mg de l'ensemble des compartiments, à la SAPH et à la SOGB dans les traitements R2F0, R2F1 et R3F0, sont disponibles en Annexe 12. Le temps de demi-vie, c'est-à-dire le moment où les résidus d'abattage ont libéré 50 % de leurs éléments minéraux, est de 12 mois, quel que soit l'élément et sur les 2 sites. Comme les résidus d'abattage ont été placés dans les parcelles 6 mois avant la nouvelle plantation, ce temps de 12 mois correspond à 6 mois après plantation. Les modèles de décomposition suivant une exponentielle inversée, il en résulte une forte libération d'éléments minéraux issus des résidus d'abattage juste après la restitution, avant même que les arbres n'aient été plantés, entre -6 et 0 mois (Figure 13). Cette période engendre donc un risque élevé de pertes d'éléments minéraux par érosion et drainage profond puisque les hévéas n'ont pas encore été plantés et la légumineuse n'est que très peu développée. Or, une quantité considérable d'éléments minéraux a été libérée des résidus d'abattage pendant cette période de 6 mois : 238 kg ha⁻¹ de N, 80 kg ha⁻¹ de P, 151 kg ha⁻¹ de K, 509 kg ha⁻¹ de Ca et 63 kg ha⁻¹ de Mg à la SAPH et 366 kg ha⁻¹ de N, 48 kg ha⁻¹ de P, 220 kg ha⁻¹ de K, 963 kg ha⁻¹ de Ca et 209 kg ha⁻¹ de Mg à la SOGB dans le cas d'une restitution complète (traitement R2F0 et R2F1).

La libération des éléments minéraux ralentit exponentiellement de la période 0-12 à la période 24-36 mois. Lors de cette dernière période, 114 kg ha⁻¹ de N, 7 kg ha⁻¹ de P, 22 kg ha⁻¹ de K, 55 kg ha⁻¹ de Ca et 38 kg ha⁻¹ de Mg sont libérés dans les traitements avec restitution complète de résidus d'abattage à la SAPH et 59 kg ha⁻¹ de N, 10 kg ha⁻¹ de P, 53 kg ha⁻¹ de K, 137 kg ha⁻¹ de Ca et 19 kg ha⁻¹ de Mg à la SOGB. A la fin de la période 24-36 mois, la grande majorité des éléments ont été libérés. A la SAPH, le pourcentage d'éléments minéraux non libérés (i.e., toujours présent dans les résidus d'abattage) par rapport aux stocks initiaux varie de 1.5 % pour le P à 9.5 % pour le N et de 2.0 % pour le Mg à 7.5 % pour le N à la SOGB.

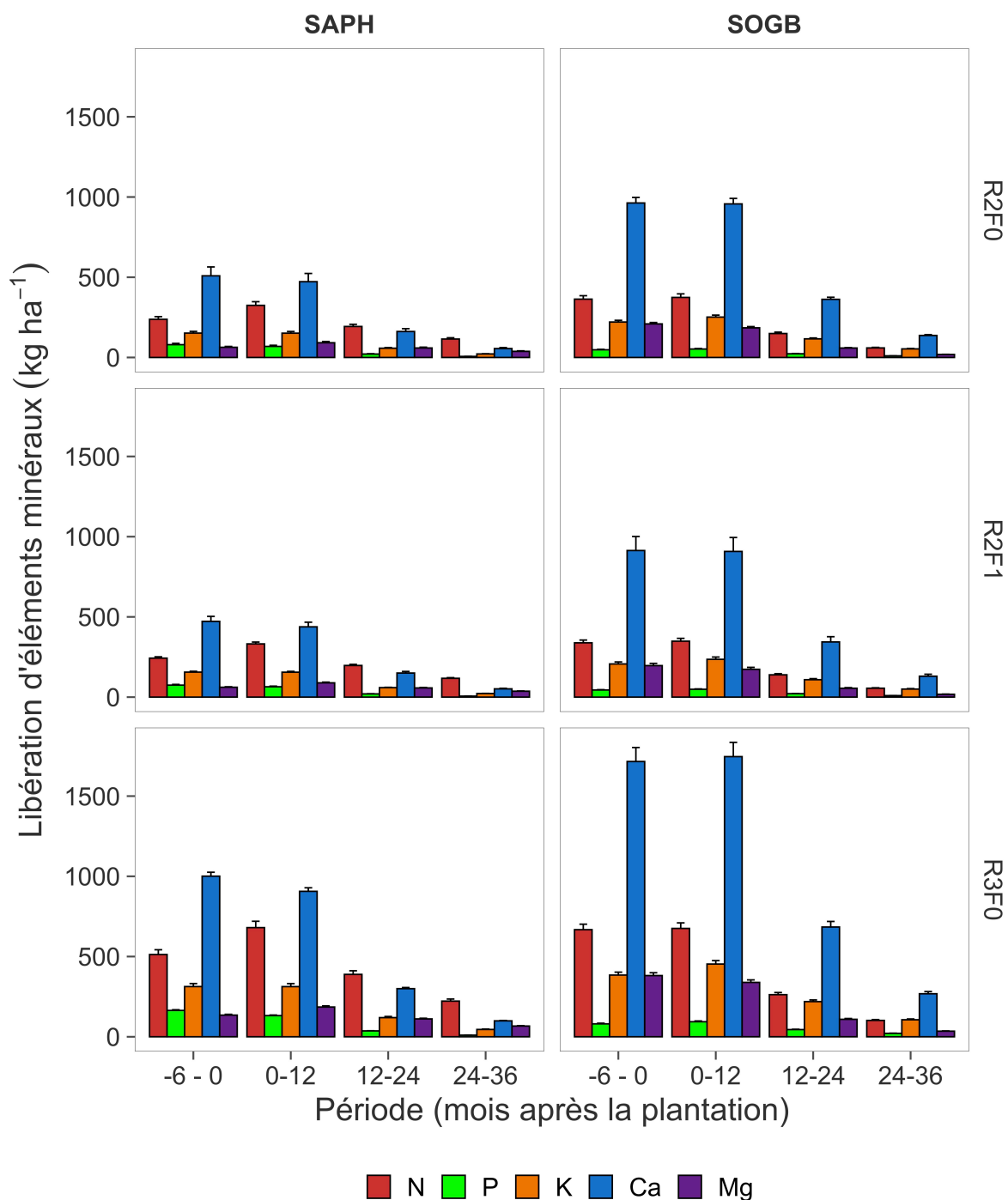


Figure 13 : Libération de N, P, K, Ca et Mg (kg ha⁻¹ an⁻¹) issus de la décomposition des résidus d'abattage (tout compartiment confondu) aux différentes périodes de la plantation, dans les traitements R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB (n = 4). Le traitement R0F0 n'est pas représenté puisque tous les résidus d'abattage ont été retirés de la parcelle.

3.2.2. Dynamique d'accumulation des éléments minéraux dans le peuplement sur un cycle de plantation (article 1)

Cet article a été publié dans le journal *Industrial Crops and Products* en 2021 (facteur d'impact en 2022 : 6.45). DOI : doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.113084. Le résumé est disponible en Annexe 27.

“Dynamics of biomass and nutrient accumulation in rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations established on two soil types: Implications for nutrient management over the immature phase.”

Perron Thibaut^{1,2}, Mareschal Louis^{3,4}, Laclau Jean-Paul^{3,4}, Laclau, Deffontaines Lucie^{3,4}, Deleporte Philippe^{3,4}, Masson Aurélien⁵, Cauchy Thierry⁶, Gay Frédéric^{1,2}

¹ CIRAD, UMR ABSys, F-34398 Montpellier, France

² ABSys, Univ Montpellier, CIHEAM-IAMM, CIRAD, INRAE, Institut Agro, Montpellier, France.

³ CIRAD, UMR Eco&Sols, F-34398 Montpellier, France

⁴ Eco&Sols, Univ. Montpellier, CIRAD, INRAE, Institut Agro, IRD, Montpellier, France.

⁵ SoGB, Agricultural technique, auditing and Organisation Department (DTAO), SOCFIN, Ivory Coast

⁶ Michelin, Agricultural Department, Ivory Coast

3.2.2.1. Introduction

The rubber tree (*Hevea brasiliensis*) is the main source of natural rubber (NR). In order to meet the growing demand for NR, the area occupied by rubber plantations worldwide increased from 3.9 million ha in 1961 to 12.5 million ha in 2018 (FAO, 2021). The sustainability of latex production is a growing concern for the stakeholders of the NR value chain. Highly productive rubber plantations need to match the use of mineral fertilizers to the dynamics of the nutrient requirements of the trees, taking into account their availability in the soil (Vrignon-Brenas et al., 2019).

Although rubber trees are unproductive during the immature phase, from planting to about 6 years old, this period is critical for the future latex yields and the profitability of the plantation. The immature phase can be divided into two periods with regard to tree phenology and growth. The juvenile phase (from planting to 2 years old) is characterized by fast vertical growth, while the maturation period (from 2 years old up to latex collection at 6 years) is characterized by an acceleration of the radial growth of the stem (Compagnon, 1986b; Vrignon-Brenas et al., 2019). The immature phase ends when 50% of the trees reach a trunk girth of 50 cm 1 m from the ground. Rubber trees are then tapped for latex production until they reach 25 to 40 years old.

Management practices in immature plantations therefore seek to maximize the growth of the trees to start latex collection as early as possible.

NPK fertilizers are commonly used to increase the growth of immature rubber trees (Samarappuli, 2000a; Abraham et al., 2015; Alle et al., 2015). In a recent review of the literature, Vrignon-Brenas et al. (2019) showed huge ranges of fertilizer applications, from 27 to 697 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for N, 29 to 326 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for P and 14 to 232 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for K, depending on local conditions. This review paper shows that most of these recommendations rely on local empirical experiences and that references on the dynamics of tree nutrient requirements over the immature phase are mostly old (Polinière and Van Brandt, 1964b; Shorrocks, 1965b). Experience in fast-growing planted forests suggests that improving our knowledge of tree nutrient requirements throughout the early growth stages could help design more sustainable nutrient management plans for immature rubber plantations (Laclau et al., 2003; Laclau et al., 2010b). In tropical planted forests, nutrients accumulate differently throughout the rotation. N, P and K would seem to accumulate more during the early growth stage, while Ca and Mg accumulation is more linear throughout the lifespan of the plantation (Fernández-Moya et al., 2015). In the case of rubber trees, the consequences of fertilizer applications for the dynamics of nutrient accumulation in the trees has never been quantified over an entire rotation (35-40 years), as far as we are aware.

According to Vrignon-Brenas et al. (2019), logging residues ((i.e. trunks, branches, leaves, stumps and roots of the logged plantation) could be managed better to reduce the amounts of fertilizers needed to address the problem of long-term fertility loss in rubber monocultures. Logging residues should be left on the soil surface after the clear-cutting of old stands. Even though no data are available for rubber plantations, the ways in which logging residue management affect tree growth have been abundantly studied in eucalyptus plantations. An isotopic study showed that logging residues provided 39% of tree N requirements over the first two years after planting in the Congo (Versini et al., 2014). In this sandy soil, a positive and strong relationship was established between the amount of logging residues left on site after harvesting and the aboveground biomass of eucalyptus trees at the end of the following rotation (Laclau et al., 2010a). Logging residue management practices particularly affect tree growth on low-fertility soils (Van Bich et al., 2019), and most rubber plantations are established on such soils.

The common practice in rubber cultivation is to burn or to export logging residues. Planters used to adopt these practices to limit the risk of root rot disease (Nandris et al., 1987), which can be a major constraint in rubber plantations (Ogbebor et al., 2013). However, the risk linked to root disease seems to be mainly observed over the first rotation of a rubber plantation, after conversion from forest. Burning or exporting residues is generally done nowadays for economic considerations. Residue burning remains the cheapest way of preparing land for

large-scale plantations (Simorangkir, 2006). However, it was banned some decades ago in several countries for its adverse effects on air quality (Tomich et al., 1998) and nutrient losses through runoff and/or volatilization. The most common practice nowadays, in both industrial rubber plantations and smallholdings, is to export logging residues from plots to be used as timber, or for their heating value (Hytönen et al., 2019). Trunks, branches and stumps may be exported depending on the type of use, but leaves are generally left on site. Information on the nutrient stocks in tree components at the time of the clear-cut is therefore needed to assess the consequences of logging practices on soil nutrient depletion and on the amounts of nutrients available for the next rubber cycle.

Allometric equations are needed for an accurate estimation of the biomass and nutrient stocks in tree plantations (Picard et al., 2012). These equations link a predictive variable (biomass or nutrient stock of a given tree component) with an easily measurable dendrometric variable, such as tree height or trunk diameter. Many studies have already used allometric equations to estimate the biomass of rubber trees (Blagodatsky et al., 2016). However, to date, the dynamics of nutrient accumulation in tree components have never been studied over the complete cycle of a rubber plantation.

Our study set out to gain insights into the dynamics of nutrient accumulation over the complete plantation cycle of rubber trees growing in two regions with contrasting soil properties and fertilization practices. We focused on the following questions: (1) what are the consequences of contrasting management practices (for two clones planted on two soil types) on nutrient accumulation in rubber trees? and (2) what is the impact of logging practices on the amounts of nutrients left on-site in logging residues at the clear-cutting of commercial rubber plantations?

3.2.2.2. Materials and methods

Study sites

The study was carried out from October 2016 to January 2017 in two commercial rubber plantations located in Ivory Coast (Figure 14): the Toupah-Osrou plantation belonging to *Société Africaine des Plantations d'Hévéas* (SAPH), located in the South-East of the country (latitude 5°19'8.446"N, longitude 4°33'54.502"W, 54 m elevation) with 6,700 ha of rubber plantations, and *Société de Caoutchouc de Grand-Béréby* (SOGB), located in the South-West of the country (latitude 4°43'9.696"N, longitude 7°6'41.795"W, 34 m elevation) with 16,300 ha of rubber plantations. Both commercial plantations were established in the ecological zone of the rainforest, where a subequatorial climate suited to rubber tree cultivation prevailed. The rainfall regime in South Ivory Coast is divided into two rainy seasons, a major from May to July and a minor from October to November, and two dry seasons, from December to April and from August to September. Average annual rainfall from 2013 to 2018 was similar at SOGB

(1674 mm) and SAPH (1718 mm). Mean monthly rainfall ranges from 40 to 451 mm at SAPH and from 48 to 581 mm at SOGB (Supplementary Figure 1).

Soil types and topographical conditions are different between the two sites, with mainly flat areas (<5% slope) and deep yellow ferralitic Arenosol soils derived from tertiary sands at SAPH, while the SOGB site is characterized by hilly areas (10-25% slope) and gravel-rich red Ferralsol soils developed from schist and basalt. The soil texture in the upper layers is loamy sand at SAPH with 9% of clay on average, and sandy loam at SOGB with 22% of clay. The soils are acidic at both sites with an average pH_{H_2O} of about 5 in the upper horizons (Table 6). Overall, soil chemical fertility is better at SOGB than at SAPH, with a higher cation exchange capacity (CEC), total N and total C contents.

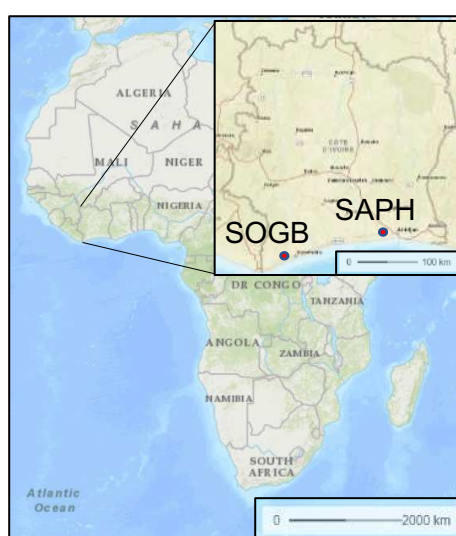


Figure 14 : Map of Ivory Coast showing the geographical location of the study sites.

Tableau 6 : Main soil characteristics in the upper layers (0-30 cm) in the reference plots of the chronosequence at SAPH and SOGB.

Site	Plot age (yr)	pH (H ₂ O) ^a	Total C ^b (%)	Total N ^b (%)	P ^c (ppm)	K ^d (cmol kg ⁻¹)	Ca ^d	Mg ^d	Clay (%)	Silt	Sand
SAPH	2	4.7	0.79	0.05	1.9	0.03	0.43	0.17	9.0	5.0	83.7
	5	5.8	0.99	0.05	3.6	0.02	1.57	0.26	6.5	13.8	79.0
	20	4.8	1.35	0.10	1.3	0.03	0.22	0.17	10.4	12.0	79.2
	40	4.3	0.76	0.06	8.7	0.02	0.25	0.06	10.3	2.1	87.4
SOGB	2	4.9	0.97	0.06	2.9	0.05	0.65	0.35	23.8	27.9	47.5
	5	5.7	0.84	0.07	2.7	0.07	3.89	0.63	25.4	12.4	60.1
	20	4.9	1.33	0.10	2.5	0.04	0.56	0.22	19.1	11.4	66.9
	38	4.7	1.08	0.09	5.4	0.04	0.30	0.12	19.0	15.3	65.9

^a ratio 1:5

^b by elemental analyser (FlashSmart™, ThermoFisher)

^c ion exchange resin method, after extraction and dosage to vanado-molybdate

^d ammonium acetate method (pH 7)

Plot selection

Changes in nutrient stocks throughout the rotation of a rubber plantation were studied using a chronosequence approach with 4 stand ages at each site. Four plots representative of commercial plantations were inventoried at each site and for each of the 4 stand ages. We selected plots at the end of the juvenile phase (2 years after planting) and at the end of the immature period (5 years after planting). We then selected 20-year-old stands, which is in the middle of the latex production period in most commercial plantations in this region. Lastly, stands at the end of the cultural cycle (just before clear-cut) were sampled at 40 years old at SAPH and 38 years old at SOGB. All the stands in these chronosequences were planted with the GT1 clone at SAPH and the PB217 clone at SOGB. These clones are widespread in rubber plantations all over the world. Many studies observed that commercial clones had not significant effect on biomass accumulation in the tree. In a study conducted in Ghana including clones PB217 and GT1, Wauters et al. (2008) showed that variable “*clone type*” did not bring any significant improvement in the robustness of models for carbon stock estimation. In the same line, Chaudhuri et al. (1995) and Shorrocks et al. (1965) did not find any significant differences between allometric equations of different rubber clones of the same ages.

An inventory (on 500 to 858 trees) and destructive sampling of trees representing the different diameter classes in the stand were carried out in one plot (called the reference plot) out of the four plots per age studied at each site (cf. section 4). In the other three plots (called the additional plots), an inventory of the stand was carried out on 80 to 200 trees. The additional and reference plots of a given age were located within a 10-km radius. In total for SAPH and SOGB, 32 plots were inventoried measuring tree girth and quantifying the percentage of missing trees.

Crop management and stand characteristics

At SAPH, the tree density at planting ranged from 476 to 555 trees ha⁻¹ (Table 7). At SOGB, all the plots were planted at a density of 500 trees ha⁻¹, except the 38-year-old plots with 555 trees ha⁻¹. Two different planting designs were used at SOGB, either simple rows or double rows. Double-row spacing consists of inter-rows of 3 m and 13 m, alternately, while the inter-row remains the same for simple-row planting. Our inventories showed that the planting design in simple or double rows had little influence on tree growth. The survival rate in both the additional and reference plots ranged from 98 to 56% at SOGB and from 99 to 54% at the SAPH site. These survival rates were consistent with tree mortality rates due to wind damage and root diseases commonly observed throughout the entire rotation in commercial rubber tree plantations. The survival rate in the 5-year-old stand at SAPH (83% of living trees in the reference plot) was lower than expected at this age, due to a root infection caused by *Rigidoporus lignosus* that prevails in West Africa (Ogbebor et al., 2013).

At each site, all the plots sampled at each age received the same amount of mineral fertilizers. At SAPH, fertilizers were only applied in the first three years after planting for a total amount of 101, 31 and 106 kg ha⁻¹ for N, P and K, respectively. At SOGB, fertilizers were systematically applied every year up to 5 years after planting for a total amount of 300, 61 and 250 kg ha⁻¹ for N, P and K, respectively. Over the mature phase, from 6 years onwards, fertilization was applied depending on the latex production at SOGB, while no fertilizer was applied at SAPH.

Chemical weeding was carried out 4 to 6 times per year in immature stands and once a year in mature stands, 1 metre either side of the planting row. *Pueraria phaseoloides* was used as a cover crop in the inter-row during the immature phase at both sites to prevent soil erosion and to improve soil nitrogen status.

In mature stands at both sites, trees were tapped every 4 days for latex collection, 6 days a week (Sunday excluded), either in half spiral cut tapped downward or in quarter spiral cut tapped upward. Given the confidential nature of latex production in both rubber estates, nutrient exports in latex could not be considered in the present study.

Tableau 7 : Main characteristics of the stands studied in the two chronosequences, at SAPH and SOGB. Standard deviation among the 3 additional plots are indicated for survival rates, circumferences and tree density at planting.

Site	Plot type	Age (yr)	Survival rate (%)	Mean circumference (cm)	Density at planting (tree ha ⁻¹)	Tree spacing (m) and planting design	N-P-K-Ca-Mg added since planting (kg ha ⁻¹)
SAPH	Reference	2	94	18.1	555	6x3 (SR ^a)	70-22-72-82-155
	Additional	2	99 ± 1	17.3 ± 1.2	555 ± 0	6x3 (SR)	70-22-72-82-155
	Reference	5	83	43.1	555	6x3 (SR)	101-31-106-113-214
	Additional	5	90 ± 4	46.0 ± 2.2	555 ± 0	6x3 (SR)	101-31-106-113-214
	Reference	20	87	72.3	476	6x3.5 (SR)	101-31-106-113-214
	Additional	20	87 ± 4	78.3 ± 1.7	555 ± 0	6x3 (SR)	101-31-106-113-214
	Reference	40	66	101.6	500	8x2.5 (SR)	101-31-106-113-214
	Additional	40	54 ± 1	98.0 ± 2.9	511 ± 19	5-8x2.5-4 (SR)	101-31-106-113-214
SOGB	Reference	2	98	19.0	500	8x2.5 (SR)	90-18-76-40-61
	Additional	2	95 ± 0	19.4 ± 0.4	500 ± 0	13-3x2.5 (DR ^b)	90-18-76-40-61
	Reference	5	98	44.7	500	13-3x2.5 (DR)	300-61-250-133-205
	Additional	5	89 ± 3	43.8 ± 1.8	500 ± 0	13-3x2.5 (DR)	300-61-250-133-205
	Reference	20	79	85.0	500	13-3x2.5 (DR)	570-151-520-133-205
	Additional	20	74 ± 12	86.0 ± 8.3	500 ± 0	13-3x2.5 (DR)	570-151-520-133-205
	Reference	38	63	103.7	500	8x2.5 (SR)	917-267-867-133-205
	Additional	38	56 ± 6	111.9 ± 7.3	555 ± 0	6x3 (SR)	917-267-867-133-205

^a single-row planting

^b double-row planting

Biomass and nutrient stocks in trees

In the 2-, 5- and 20-year-old plots, 6 trees were selected for destructive measurements from 6 classes of basal area (i.e. 1 tree per class). In the oldest plots, 10 trees were selected from 10 classes of basal area. In total, 56 trees were destructively sampled to determine the biomass and nutrient concentrations in each component.

For each sampled tree, the height and circumference were measured (1 m from the ground for immature stands and 1.7 m for mature stands). The aboveground section was separated into three components, namely trunk, branches and leaves. Branches were considered as ramifications below 5 cm in diameter and the trunk consisted of the main stem and all ramifications above 5 cm in diameter. Due to the difficulty in observing the root system, 3 out of 6 trees for the aboveground components were sampled in the 2, 5 and 20-year-old stands, while all trees were sampled, both aboveground and belowground, in the 38-40 year-old plots (i.e. 10 trees). The stumps were uprooted down to a depth of 1 m and the lateral roots were sampled up to a diameter of 1 cm. The fresh weights of all the tree components were measured in the field. Subsamples of each component were collected and weighed for moisture content measurements. The samples were then oven dried (65°C) and crushed before chemical analyses. The P, K, Ca and Mg concentrations were determined using a spectrophotometer after digestion by hydrofluoric acid and double calcination. The N concentration was determined by the Kjeldahl method.

Allometric equations and data analysis

We used log-transformed linear equations (Eq. 1) to investigate the relationship between the biomass of the tree components (leaves, trunk, branches and stump), or nutrient contents in each tree component, and a predictive variable:

$$\ln(y) = \ln(a) + b \ln(x) \quad (\text{Eq.1})$$

where y is the biomass or nutrient stock (kg tree^{-1}), x the predictive variable, a the intercept coefficient, and b the scaling exponent.

To estimate the biomass and nutrient contents of each tree component, linear regressions were tested using diameter as the predictive variable. Diameter is the most commonly adopted predictive variable for biomass estimations in the case of the rubber tree (Wauters et al., 2008). Given the different clones and contrasting edaphic conditions between the study sites, the models were established at site level. The Akaike Information Criterion (AIC) and adjusted coefficient of determination ($\text{adj. } R^2$) were used to select the best individual models. The model with the lowest AIC and highest $\text{adj. } R^2$ was adopted. The selected models were applied to the stand inventory of both the reference and additional plots to assess the biomass and nutrient stock of each component.

The use of logarithmic equations might lead to an underestimation of the response variable y when converting $\ln(y)$ to the untransformed scale y . To correct this bias, a correction factor (CF) was used for each allometric equation, as proposed by Baskerville (1972):

$$CF = \exp\left(\frac{RSE^2}{2}\right)$$

where RSE is the residual standard error of the model. The untransformed y was then obtained with the following equation:

$$y = e^a x^b * CF \quad (\text{Eq. 2})$$

For a given nutrient, the amount accumulated annually in the stand (expressed in $\text{kg ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$) between the ages $n-1$ and n were then estimated with the following equation:

$$NAR = \frac{\text{nutrient stock}(age_n) - \text{nutrient stock}(age_{n-1})}{age_n - age_{n-1}} \quad (\text{Eq. 3})$$

where NAR is the mean nutrient accumulation rate between age $n-1$ and age n .

The statistical analysis and allometric equations were carried out using RStudio software (RStudio Inc, Version 1.1463). The effect of stand age on nutrient concentrations as well as the effect of logging residue management on nutrient removal were investigated using analysis of variance (ANOVA). The normality of the model residuals and homoscedasticity of variances' residuals were checked prior the ANOVA. In the case of significant effect ($p < 0.05$), Tukey HSD multiple comparisons of means (post-hoc test) was implemented, using the package *agricolae* (de Mendiburu, 2020).

3.2.2.3. Results

Allometric equations

In total, 48 allometric equations were fitted at the two study sites (Supplementary Table 1). They were used to predict the biomass and nutrient contents (N, P, K, Ca and Mg) in each tree component (leaves, branches, trunk and stump) from the stand inventories at each site. Figure 15 shows, as an example, the allometric equations developed to estimate the nitrogen contents in the tree components. The R^2 value of the tree biomass models ranged from 0.83 to 0.98 at SAPH and from 0.56 to 0.98 at SOGB. On average, the models predicting tree nutrient stocks explained 86% and 75% of the variability at SAPH and SOGB, respectively.

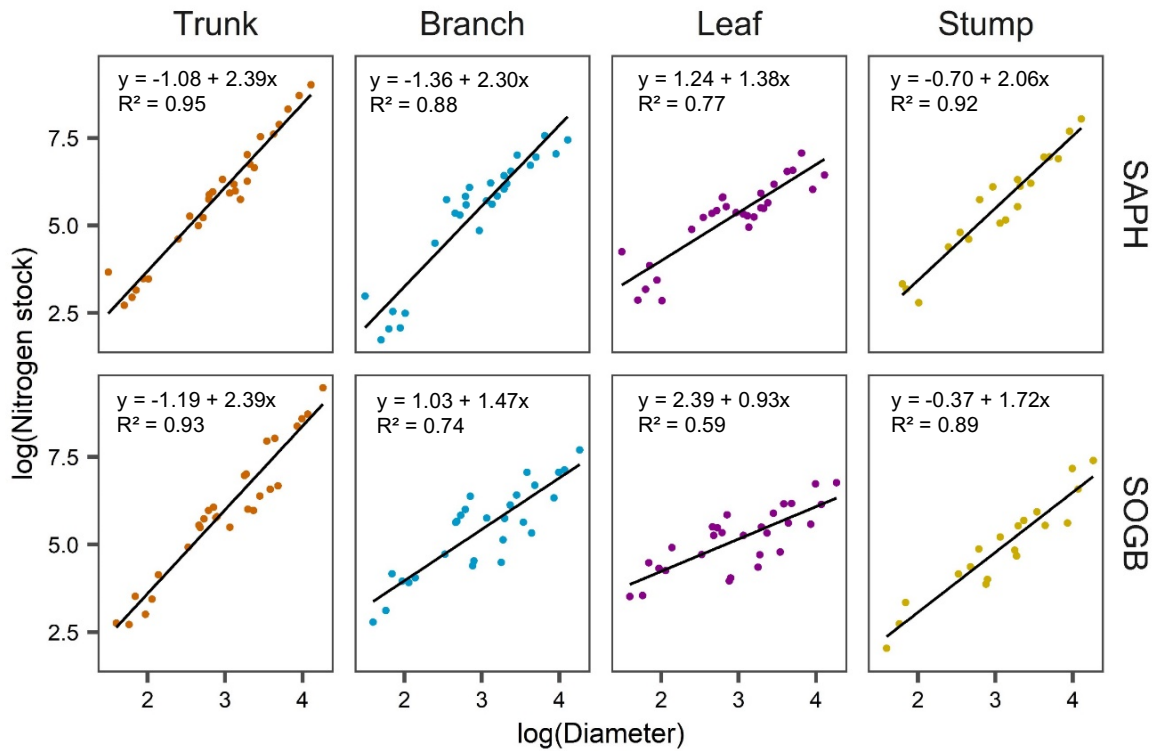


Figure 15 : Log-transformed relationships between tree nitrogen stock (g tree^{-1}) and tree diameter (cm) within tree components at SAPH and SOGB. At each site, $n=28$ for branches, leaves and trunk; $n=19$ for stumps.

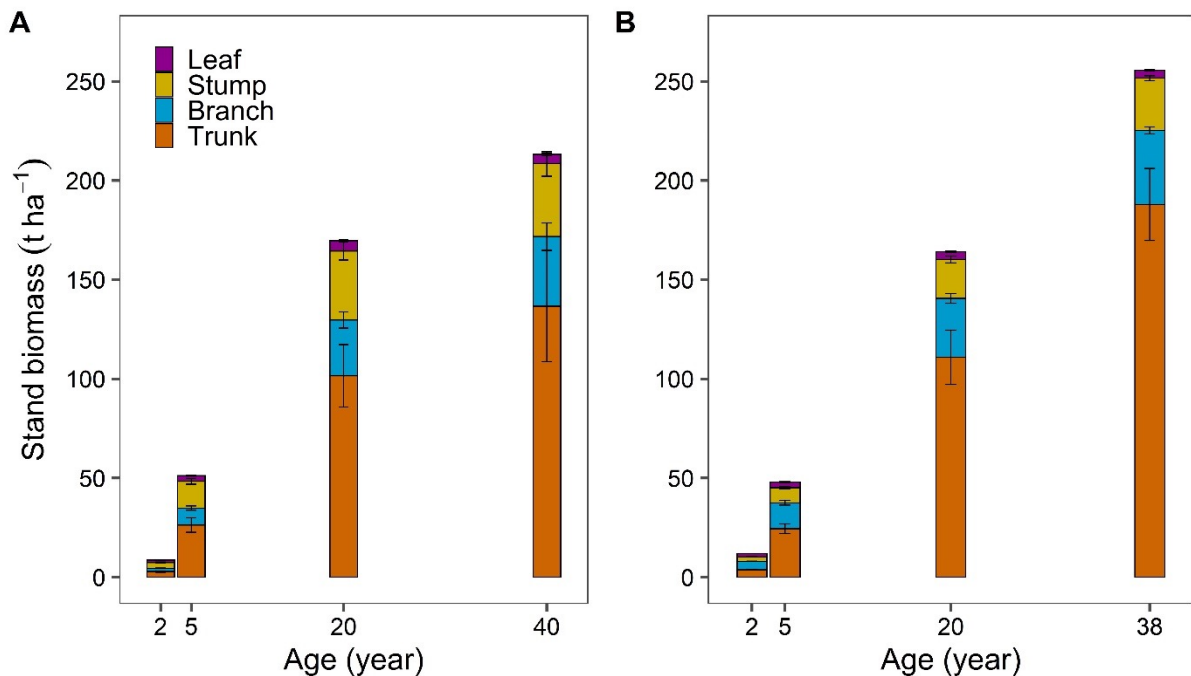


Figure 16 : Dynamics of biomass accumulation (t ha^{-1}) within tree components throughout the chronosequence at SAPH (A) and SOGB (B) obtained from the allometric equations. Standard deviations between the inventoried stands are indicated for each tree component ($n=4$).

Dynamics of stand biomass accumulation

Tree biomass was 8.6, 51.2, 169.7 and 213.2 t ha⁻¹ at 2, 5, 20 and 40 years after planting at SAPH, respectively. The dynamics of tree biomass accumulation were similar at SOGB with 12.0, 47.9, 164.1 and 255.6 t ha⁻¹ at 2, 5, 20 and 38 years after planting, respectively (Figure 16). The highest current annual increment in biomass occurred between 2 and 5 years after planting, with stand biomass increasing by 493% (14.2 t ha⁻¹ yr⁻¹) at SAPH and by 299% (12.0 t ha⁻¹ yr⁻¹) at SOGB. Tree biomass at 5 years old accounted for about 20% of the standing biomass at the end of the plantation cycle. The share of trunk biomass in the total tree biomass kept increasing as the tree aged: from 33% at 2 years old to 64% at the clear-cut age at SAPH (from 31% to 74%, respectively, at SOGB). Conversely, the share of foliage within the total tree biomass sharply decreased from 14% in 2-year-old stands to 2% at the clear-cut age at both sites. To a lesser extent than for foliage, the share of stump and branches in the total biomass decreased as the tree aged.

Nutrient concentrations

Regardless of tree age, the average N, P, K, Ca and Mg concentrations in tree components decreased following the ranking: Leaf > Branch > Stump > Trunk (Table 8). Changes in nutrient concentrations with tree age were consistent for the two chronosequences. While N, P and K concentrations in the aboveground tree components decreased from 2 to 20 years after planting (except in the leaves at SOGB), surprisingly, these concentrations tended to increase from 20 to 40 years after planting in most of the tree components. Calcium concentrations increased with tree age in the ligneous tree components at both sites. The consequences of tree aging for Mg concentrations were less clear. The between-tree variability of nutrient concentrations in the stumps was high, which led to few significant differences between stand ages.

Tableau 8 : Nutrient concentrations in tree components depending on the site and stand age (standard deviations are given in brackets). Different letters indicate significant differences between stand ages at the same site (Tukey post-hoc test with $p < 0.05$).

Site	Stand age (yr)	Tree component	Nutrient concentration (%)				
			N	P	K	Ca	Mg
SAPH	2	Trunk	0.54 (0.06) a	0.09 (0.01)	0.27 (0.07) a	0.08 (0.01) b	0.10 (0.02) ab
	5		0.40 (0.06) b	0.07 (0.02)	0.17 (0.03) b	0.09 (0.02) b	0.10 (0.02) ab
	20		0.19 (0.03) c	0.06 (0.01)	0.07 (0.01) c	0.11 (0.01) b	0.07 (0.01) b
	40		0.38 (0.06) b	0.08 (0.03)	0.18 (0.03) b	0.59 (0.21) a	0.13 (0.04) a
SOGB	2	Trunk	0.32 (0.03) a	0.04 (0.00) b	0.30 (0.02) a	0.12 (0.04) b	0.12 (0.01) b
	5		0.35 (0.04) a	0.04 (0.01) b	0.24 (0.03) b	0.11 (0.02) b	0.10 (0.02) b
	20		0.22 (0.03) b	0.03 (0.00) c	0.17 (0.02) c	0.24 (0.05) b	0.10 (0.02) b
	38		0.34 (0.06) a	0.05 (0.01) a	0.24 (0.03) b	0.90 (0.33) a	0.16 (0.03) a
SAPH	2	Branch	1.13 (0.13) a	0.21 (0.01) a	0.79 (0.28) a	0.66 (0.20) a	0.19 (0.03) a
	5		0.70 (0.12) b	0.13 (0.03) b	0.27 (0.11) b	0.41 (0.16) b	0.14 (0.04) b
	20		0.31 (0.07) c	0.08 (0.02) c	0.10 (0.03) b	0.19 (0.03) c	0.07 (0.01) c
	40		1.07 (0.18) a	0.18 (0.03) a	0.30 (0.07) b	0.59 (0.13) ab	0.12 (0.03) b
SOGB	2	Branch	0.54 (0.03) a	0.08 (0.01) a	0.69 (0.15) a	0.71 (0.20) ab	0.14 (0.02) a
	5		0.58 (0.04) a	0.07 (0.01) ab	0.61 (0.11) a	0.54 (0.12) ab	0.11 (0.00) b
	20		0.29 (0.03) b	0.04 (0.01) b	0.27 (0.09) b	0.35 (0.10) b	0.07 (0.02) c
	38		0.55 (0.15) a	0.07 (0.03) a	0.27 (0.12) b	0.86 (0.33) a	0.13 (0.02) ab
SAPH	2	Leaf	3.2 (0.21) a	0.28 (0.04)	1.06 (0.15) a	1.12 (0.08) a	0.33 (0.05) b
	5		2.94 (0.21) ab	0.26 (0.04)	0.85 (0.18) ab	1.13 (0.21) a	0.42 (0.02) a
	20		2.34 (0.19) b	0.28 (0.08)	0.51 (0.07) c	0.74 (0.09) b	0.36 (0.08) ab
	40		3.00 (0.56) a	0.25 (0.06)	0.76 (0.16) b	0.72 (0.15) b	0.25 (0.05) c
SOGB	2	Leaf	2.28 (0.19) b	0.17 (0.02) ab	1.13 (0.15) b	1.53 (0.37) a	0.27 (0.02)
	5		2.65 (0.23) a	0.19 (0.01) ab	1.00 (0.20) b	1.36 (0.16) a	0.32 (0.03)
	20		2.68 (0.18) a	0.20 (0.01) a	1.45 (0.10) a	0.90 (0.14) b	0.30 (0.06)
	38		2.48 (0.20) ab	0.16 (0.04) b	0.70 (0.20) c	0.97 (0.15) b	0.31 (0.05)
SAPH	2	Root	0.53 (0.02)	0.12 (0.01)	0.25 (0.02) ab	0.14 (0.03)	0.11 (0.01)
	5		0.49 (0.17)	0.10 (0.03)	0.38 (0.13) a	0.23 (0.08)	0.10 (0.04)
	20		0.31 (0.01)	0.09 (0.01)	0.10 (0.02) b	0.14 (0.05)	0.12 (0.03)
	40		0.63 (0.22)	0.09 (0.03)	0.28 (0.10) ab	0.63 (0.46)	0.18 (0.09)
SOGB	2	Root	0.44 (0.02)	0.06 (0.01)	0.35 (0.02)	0.22 (0.08) b	0.09 (0.02)
	5		0.52 (0.04)	0.07 (0.02)	0.32 (0.12)	0.16 (0.02) b	0.11 (0.01)
	20		0.35 (0.02)	0.05 (0.01)	0.20 (0.01)	0.29 (0.06) b	0.16 (0.01)
	38		0.40 (0.09)	0.06 (0.02)	0.31 (0.15)	0.85 (0.38) a	0.31 (0.13)

Dynamics of nutrient accumulation

The dynamics of N, P and K accumulation showed that the immature phase (the first 6 years after planting) was a period of intense nutrient uptake (Figure 17, Supplementary Figure 2). While the first 5 years covered only 12% of the plantation cycle, the amounts of N, P and K accumulated in the 5-year-old stands accounted for 25 to 36% of the total amounts at the clear-cut. N, P and K contents in the trees at 5 years old amounted to 291, 51 and 130 kg ha⁻¹, respectively, at SAPH and 230, 29, and 177 kg ha⁻¹ at SOGB. The trunk was the main sink for N, P and K at 5 years old at both sites and the share of the trunk in the total accumulation of N, P and K in the trees increased sharply up to the end of the cycle. Large amounts of N, P and K were also accumulated in the branches and the stump at 5 years old, but these tree components contained a small proportion of the total accumulation in the trees at the clear-cut. While the accumulation of N, P and K in the trees remained large over the first half of the latex production phase (from 6 to 20 years after planting) at both sites (except for P at SOGB), the N, P and K contents in the trees increased much less over the second half of the cycle, in particular at SAPH. Before the clear-cut, the stocks of N, P and K in the tree components amounted to 970, 189, and 366 kg ha⁻¹, respectively, at SAPH and 908, 118 and 628 kg ha⁻¹ at SOGB.

Unlike the sharp decrease in N, P and K accumulation as the trees aged, the dynamics of Ca accumulation continued steadily throughout the cycle (Figure 4). Only 15-17% of the total Ca content in the trees at the clear-cut was accumulated in 5-year-old stands (i.e. 163 kg ha⁻¹ at SAPH and 232 kg ha⁻¹ at SOGB). The accumulation pattern for Mg was intermediate between that of N, P and K, on the one hand, and that of Ca on the other hand (Supplementary Figure 2). Before the clear-cut, the amount of Ca accumulated in the trees was much higher at SOGB (1498 kg ha⁻¹) than at SAPH (942 kg ha⁻¹). The pattern was similar for Mg (374 kg ha⁻¹ at SOGB versus 256 kg ha⁻¹ at SAPH).

At both sites, the nutrient accumulation rates (NAR) in the trees peaked between 2 and 5 years after planting, regardless of the nutrient (Figure 18). Over this period, the highest rate of accumulation was for N at SAPH (80 kg ha⁻¹ yr⁻¹), while Ca was the nutrient most accumulated in the trees at SOGB (58 kg ha⁻¹ yr⁻¹), closely followed by N (53 kg ha⁻¹ yr⁻¹). After 5 years old, the NAR of all the nutrients continued to decrease at both sites up to the end of the plantation cycle.

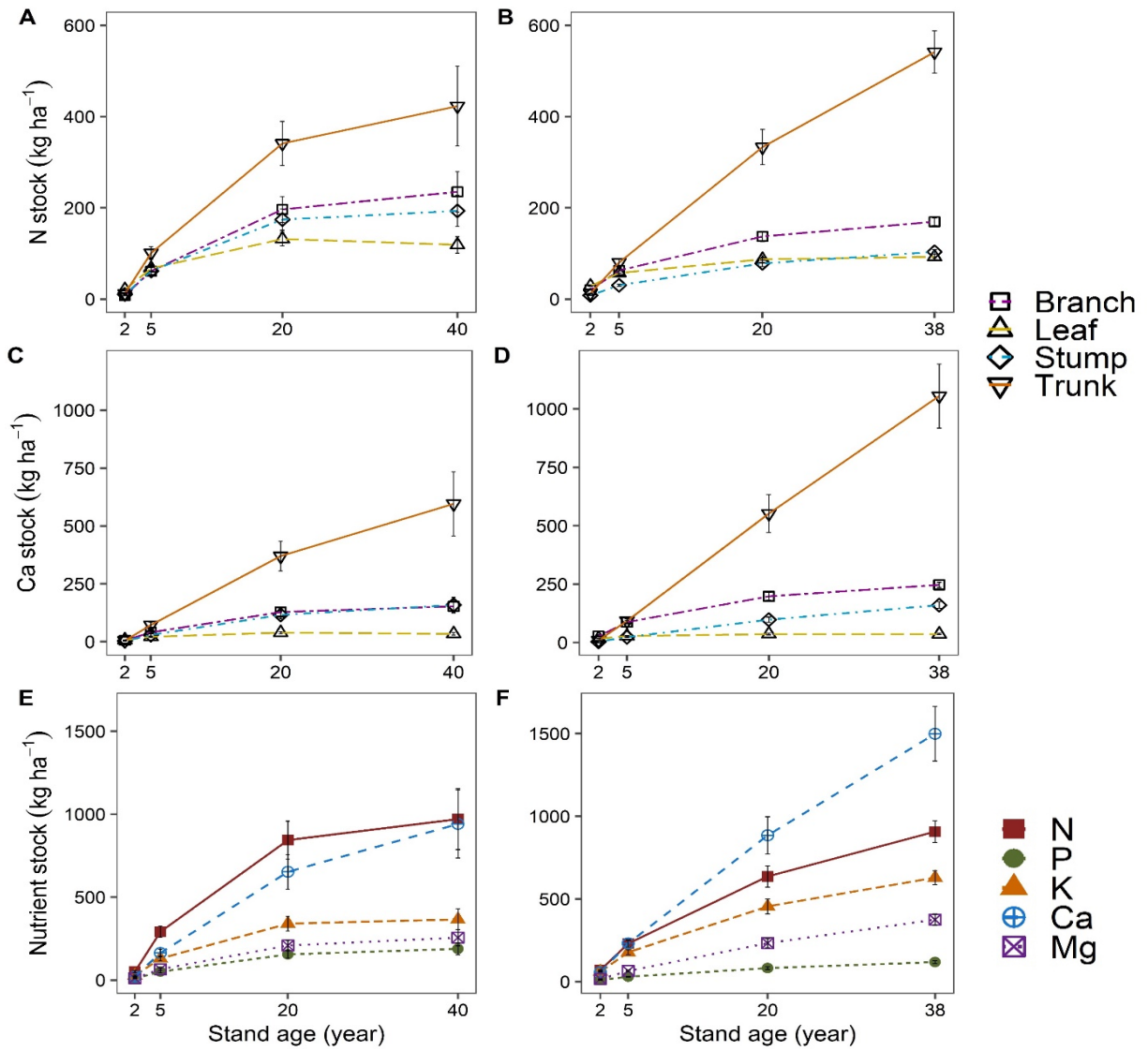


Figure 17 : Dynamics of nutrient accumulation (in kg ha⁻¹) for nitrogen at SAPH (A) and SOGB (B), calcium at SAPH (C) and SOGB (D) within tree components and in the whole tree at SAPH (E) and SOGB (F), throughout the chronosequence (n=4). Results were obtained from the allometric equations.

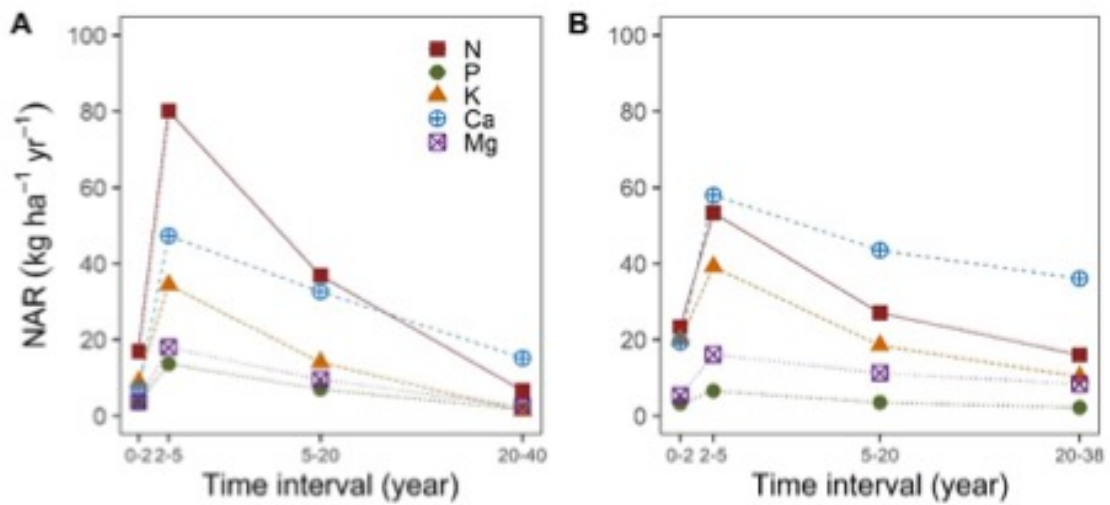


Figure 18 : Nutrient accumulation rates (NAR, expressed in kg ha⁻¹ yr⁻¹) within stands throughout the chronosequence at SAPH (A) and SOGB (B).

Consequences of the fertilization regime for the immature phase

From planting to 2 years old, the conventional NPK fertilization regimes in the rubber companies led to an input of nutrients to the soil that was much higher (from 30 to 167%) than the amounts accumulated in the trees (Table 7, Supplementary Table 3), except for Ca at SOGB (58 kg ha⁻¹ accumulated in trees vs 40 kg ha⁻¹ added through fertilization). The input of Mg to the soil through the addition of dolomite was 14 and 4 times higher than the amounts of Mg accumulated in the trees at SAPH and SOGB, respectively.

From 2 to 5 years after planting, the nutrient input to soil through fertilization at SAPH was 31, 9 and 34 kg ha⁻¹ of N, P and K, respectively. The accumulation of N, P and K in the trees over this period (240, 42 and 104 kg ha⁻¹, respectively) was 8, 5 and 3 times higher than the amounts applied with fertilization (Table 7, Supplementary Table 3). Over the same period, the SOGB plots received 210, 43 and 173 kg ha⁻¹ of N, P, and K through fertilization, respectively. Unlike the plantations at SAPH, the inputs of N, P and K with fertilization exceeded the amounts accumulated in the trees during this period (161, 20 and 117 kg ha⁻¹ for N, P, and K, respectively).

3.2.2.4. Discussion

Biomass accumulation in rubber plantations

The dynamics of biomass accumulation in our chronosequences were representative of highly productive rubber plantations worldwide. We found 14 references in the literature with estimates of biomass in rubber plantations, within the range of 2 to 40 years (Figure 19). Whilst the critical stage of biomass accumulation occurs over the early growth period, as shown in our study, there are very few references for immature stands (only 2 at 2 years old and 6 at 5 years old) compared with mature plantations. Some of the references (6 out of 14), mostly the older ones, did not use an accurate method to estimate stand biomass, but simply multiplied the biomass of the sampled trees by the stocking density. Inaccurate estimates (not using allometric relationships) might account for stand biomass values much higher than those at SAPH and SOGB reported in some studies. The variability in stand biomass in the literature might also be attributable to factors directly influencing tree growth related to inherent environmental parameters, such as climate (Wauters et al., 2008; Munasinghe et al., 2014), elevation (Yang et al., 2017), but also related to management practices such as the stocking density and planting design (Wauters et al., 2008).

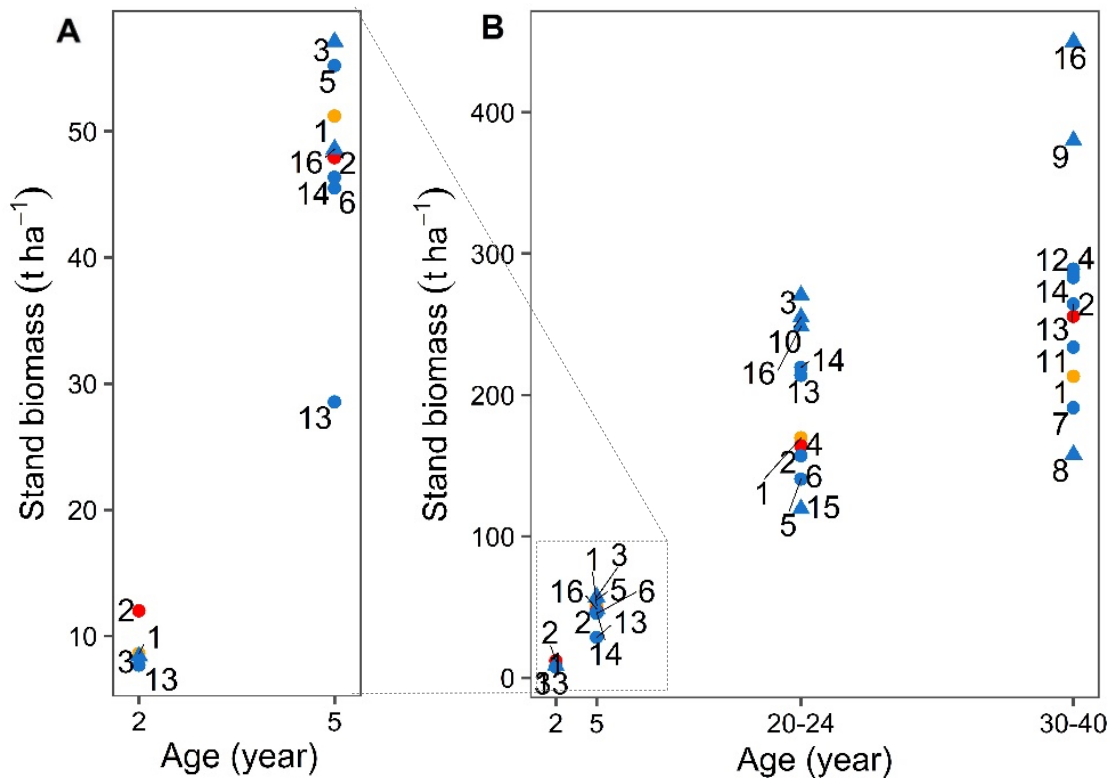


Figure 19: Dynamics of biomass accumulation in rubber stands according to 14 references plus our 2 study sites focusing on early growth (A) or on the whole cycle (B). Circles refer to studies using allometric equations to estimate stand biomass. Triangles refer to studies that estimated stand biomass by multiplying the biomass of the sampled trees by the stocking density. (1) SAPH; (2) SOGB; (3) Shorrocks (1965); (4) Hytönen et al. (2018); (5) Khamyong et al. (2011); (6) Yang et al. (2017); (7) Munasinghe et al. (2014); (8) Yew (2001); (9) Polinière and Van Brandt (1964); (10) Sivanadyan et al. (1995); (11) Méndez et al. (2012); (12) Brahma et al. (2018); (13) Wauters et al. (2008); (14) Petsri et al. (2013); (15) Zhang et al. (2016); (16) Samarappuli (1996).

Dynamics of nutrient accumulation in tree components

Each plantation has its own fertilization schedule built on empirical experience and it was not possible to sample stands with the same fertilization at the two sites. We compared two situations representative of commercial plantations in this study (with two clones in two soil types and two fertilization regimes). Our experimental does not make it possible to disentangle the effect of the clone from the effects of soil types and fertilization regimes in the dynamics of nutrient accumulations in the trees at the two sites. However, despite these differences, the consistent dynamics of nutrient accumulation in the trees at the two sites are an important finding of our study.

A large proportion of the N, P and K stocks in the trees at the clear-cut was accumulated over the early growth stage while Ca and Mg accumulation occurred linearly as the rubber tree aged. We showed that the rate of nutrient and biomass accumulation peaked very early after planting (between 2 and 5 years old). The dynamics of biomass accumulation in rubber tree components were characterized by a decrease in the share of leaf biomass and an increase in the share of trunk biomass within the total tree biomass as the plantation aged, thereby

following the general trend for woody species (Miller, 1995). The fast N, P and K accumulation during early growth could be explained by the early development of nutrient-rich components, such as leaves and fine roots (not quantified in our study). The early growth stage of trees is indeed characterized by the maximum production of these two components acquiring the resources to achieve early dominance (Miller, 1995).

However, after the stand achieves its maximum leaf area, competition for light promotes the development of the trunk and branches, while the crown biomass is merely maintained or even decreases, as observed in our study. The trunk and branches, characterized by high Ca and Mg concentrations, became the main nutrient sinks. As the share of foliage in total tree biomass was less, N, P and K accumulation decreased and, conversely, Ca and Mg continued to accumulate, with the share of the trunk and branches becoming greater in the total tree biomass. In addition, mechanisms linked to nutrient retranslocations are largely involved in such nutrient accumulation dynamics. Rubber tree is a deciduous tree species that starts shedding its leaves from 4-5 years after planting. Leaf senescence leads to nutrient retranslocations from dying leaves to woody components, such as the trunk and branches. In rubber trees, approximately 50% of N, P and K from leaves is retranslocated to other tree components (Li et al., 2016). The strong biomass accumulation in the trunk and stump throughout the rotation with little internal remobilisation of Ca and Mg, as shown in other woody species (Sette et al., 2013; Santos et al., 2017), probably leads to more regular accumulation throughout the cycle.

To our knowledge, the only study dealing with the dynamics of nutrient accumulation throughout the life span of a rubber plantation is Shorrocks (1965b). Our data on nutrient stocks were much lower than the latter study for all the sampling ages, e.g. for N stocks in 2-year-old stands, 51 kg N ha⁻¹ at SAPH vs 72 kg ha⁻¹ in Shorrocks (1965b), and at the clear-cut age, 970 kg N ha⁻¹ at SAPH vs 1779 kg ha⁻¹ in Shorrocks (1965b). These differences might be attributable to different methods of calculation, as detailed in section 4.1. The tendency regarding nutrient accumulation within the stand in Shorrocks (1965b) is in line with other studies carried out in fast-growing tree species for N and P (high accumulation over the early growth period) as well as Ca (linear accumulation). However, the accumulation of K was linear in Shorrocks (1965b), while most of the Mg accumulation occurred over the early growth period. The nutrient accumulation pattern in our study was consistent with other tropical tree species, such as teak in Central America (Fernández-Moya et al., 2015) and eucalyptus in Brazil (Sette et al., 2013). In other eucalypt plantations in the Congo, N, K and Ca followed the same dynamics as in our study, while a different pattern for Mg and P might reflect site-specific conditions with high soil P contents (Mareschal et al., 2011) and very low Mg bioavailability (Laclau et al., 2000).

Influence of the fertilization regime and soil conditions on nutrient accumulation in trees

The much larger amounts of fertilizer applied at SOGB than at SAPH did not necessarily increase nutrient accumulation in all the tree components. The dynamics of nutrient accumulation in trees showed two contrasting behaviours. The influence of nutrient bioavailability (in the soil and fertilizer inputs) on accumulation in the trees was weak for N, while the amounts of P, K, Ca and Mg accumulated in the trees at the end of the cycle reflected their bioavailability, either as exchangeable elements in the soil, or added as fertilizer. A meta-analysis for tropical tree species in planted forests highlighted a similar pattern, with phosphorus use efficiency to produce biomass that was much more variable than nitrogen use efficiency (Inagaki and Tange, 2014) (Figure 20). The latter study suggested that the accumulation of phosphorus in tree biomass depends more on soil conditions than on genetic factors, unlike nitrogen accumulation, as demonstrated by Fyllas et al. (2009). For Ca and Mg, a linear relationship between the accumulation of both nutrients in the trunk of eucalypt trees and soil Ca and Mg availability was shown for 45 stands in Brazil (Rocha et al., 2019). Research on plant physiology demonstrated that available P, K, Ca and Mg uptake rates - and consequently the concentration of these nutrients in the plant tissues - continue to increase with an increase in the nutrient level in the soil solution (Gregory, 1996). This is consistent with the dynamics of accumulation in rubber trees in our study: the more P, K, Ca and Mg were available in the soil, the more these nutrients were taken up and accumulated in the trees.

We found that despite higher N and P fertilization at SOGB, the SAPH stands accumulated more of these two nutrients at 5, 20 and 40 years old. As the tree aged, the dependence of nutrient accumulation on soil nutrient availability and fertilization seemed to decrease, which may be due to alternative mechanisms. Firstly, it was demonstrated that biomass increments in nutrient-poor soils depends greatly on nutrient cycling from litter. In a study on poor Amazonian soils, Grau et al. (2017) demonstrated that N, P and K contents in the litter were positively correlated with the quadratic diameter. They hypothesized that nutrient uptake from litter could reduce the dependence of trees on soil nutrients in the context of nutrient-poor soils (Vitousek, 1984). In a 25-year-old rubber plantation in Ivory Coast, annual returns through litter fall amounted to $5.1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ (N'Dri et al., 2018). Litter decomposition results in substantial nutrient fluxes, which are decisive for the productivity of rubber plantations (Gréggio et al., 2008; Jessy et al., 2009). Further studies are needed for rubber trees to ascertain to what extent the nutrients released from leaf decomposition participate in nutrient accumulation within tree biomass.

Secondly, nutrient retranslocation increases with tree aging (Millard and Grelet, 2010) and this mechanism supplies a considerable amount of nutrients for tree growth. In an old Corsican pine plantation, it was shown that 50% of N and 68% of K was supplied through retranslocation for new growth, as opposed to 16% and 24%, respectively, in young plantations (Miller, 1995).

For nutrient cycling from litter, retranslocation has been suggested as a plausible mechanism for reducing the dependency of tree growth on direct nutrient uptake in a context of poor-nutrient soils (Sardans and Peñuelas, 2015; Grau et al., 2017). There are very few studies dealing with nutrient retranslocations in rubber trees in the literature and further research is needed to quantify the amounts of nutrients retranslocated in different contexts of soil nutrient availability. Lastly, the higher N and P accumulation in the SAPH stands beyond 5 years old compared with SOGB suggested that other sources of nutrients (in addition to fertilizers) met the nutrient requirements of the trees. Among other things, atmospheric N fixation by the cover crop (Clermont-Dauphin et al., 2005), wet and dry deposits (Shorrocks, 1965b), mineralisation of soil organic matter and decomposition of tree residues from the previous crop cycle (Yew, 2001) play important roles in tree nutrition. This emphasises the need to take into account the overall nutrient inputs and outputs in the soil, as well as the stocks of bioavailable nutrients and the dynamics of tree requirements, to design appropriate fertilization programmes (Ranger and Turpault, 1999). However, the biogeochemical cycles of nutrients are still poorly documented in rubber plantations, which is a considerable hindrance for establishing relevant fertilization regimes throughout the life span of rubber trees (Vrignon-Brenas et al., 2019).

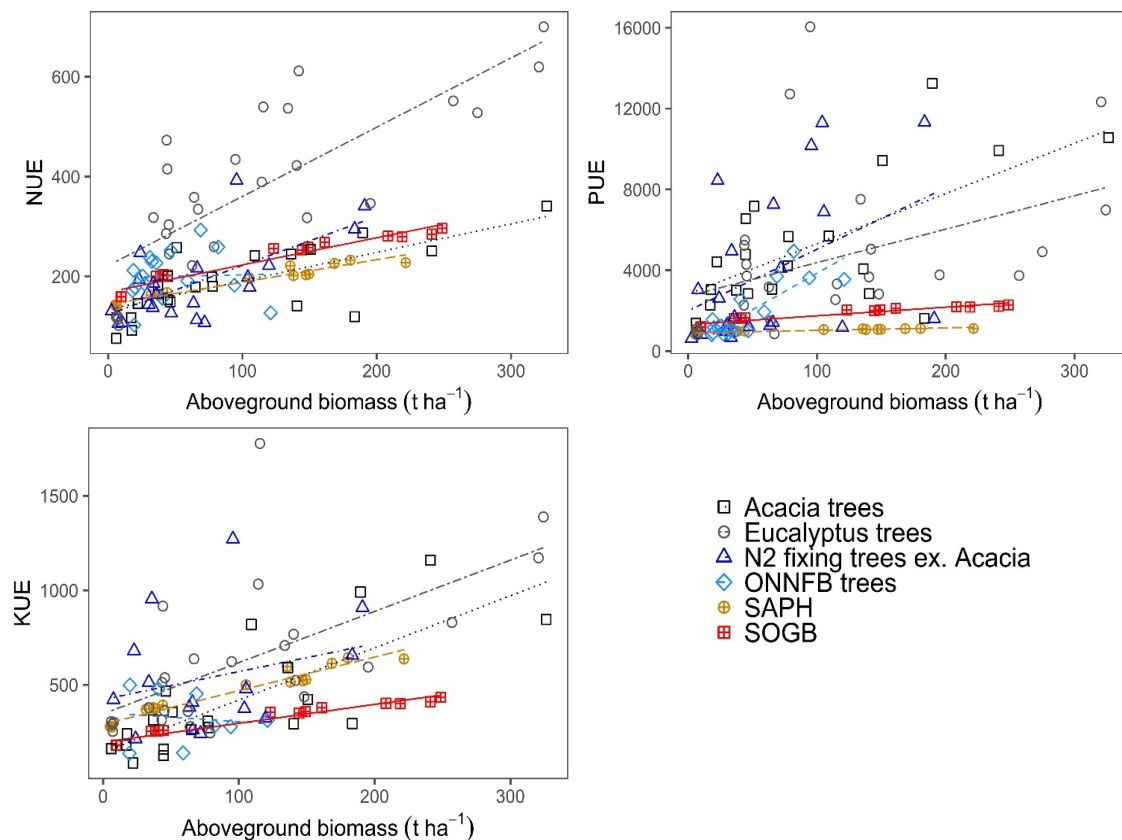


Figure 20 : Relationships between aboveground biomass (in t ha⁻¹) and nitrogen use efficiency (NUE), phosphorus use efficiency (PUE) and potassium use efficiency (KUE) at the SAPH and SOGB sites compared to four reference trees from Inagaki and Tange (2014): *Eucalyptus*, *Acacia*, other non-nitrogen fixing broadleaved trees (ONNFB) and N₂ fixing trees excluding *Acacia*.

Consequences for managing logging residues

Exports of residues for timber use only concerned the trunk (scenario 1, Table 9), while both the trunk and the branches were harvested for heating use (scenario 2, Table 9). These two residues management are the most implemented in rubber plantations and led to considerable exports of nutrients: between 42 and 88% of the nutrient stocks in the trees were removed depending on the nutrient and the site (Table 9).

In agreement with meta-analyses in forest areas (Achat et al., 2015; Wan et al., 2018), our study suggested that leaving logging residues on site could enhance the growth of replanted trees over the next rotation, especially in low-fertility soils. In rubber plantations, logging residues are commonly harvested for economic benefits, either as timber (Shigematsu et al., 2013), or as firewood for their heating value (Hytönen et al., 2019). Exporting off-site the large nutrient stocks contained in logging residues might negatively affect soil fertility (Watson, 1964; Webster, 1989) and the sustainability of future rotations established on nutrient-poor soils, as shown in tropical forest plantations (Laclau et al., 2010a; Legout et al., 2020; Versini et al., 2014). In addition to nutrient exports, the removal of logging residues can reduce C stocks in the topsoil, which can affect soil biological activity and the long-term sustainability of tropical plantations. Recent studies in Brazil and the Congo showed that the removal of harvest residues over 2-3 rotations in tropical eucalypt plantations can reduce C stocks in the topsoil (0-5 cm layer) by 40-50% (Epron et al., 2015; Rocha et al., 2018). Removing logging residues decreased the enzyme activities and catabolic potential of the soil microbial community in a Brazilian Ferralsol, suggesting that exporting all the logging residues could be harmful to soil health in tropical plantations (Maillard et al., 2019).

The amounts of nutrients exported off-site if the whole tree was harvested (scenario 4, Table 4) were greater than the total amounts applied as fertilisation over the cycle in both companies. In this scenario at SAPH, where fertilizer applications stopped 3 years after planting, the stocks of N, P, K, Ca and Mg exported accounted for 120-960% of the nutrient input through fertilization. At SOGB, the amount of nutrient removed after exporting residues in scenario 4 accounted for 193-1126% of N, P, K, Ca and Mg fertilization applied from planting to 5 years old. At the clear-cut stage, the N, P and K exported via logging residues accounted for 44-99% of N, P and K fertilization applied over the entire plantation cycle.

The ability of rubber trees to take up the nutrients released during residue decomposition is still poorly understood. While the decomposition of logging residues is rapid in rubber plantations, the nutrient accumulation rates show that tree requirements are not linear over the immature phase, with higher demand between 2 and 5 years after planting. Few studies have dealt with the dynamics of nutrient releases throughout the decomposition of logging residues in rubber plantations. Yew (2001) provided some primary information regarding the decay time for different tree components, but that study did not provide precise decomposition kinetics

making it possible to quantify nutrient releases. In eucalypt plantations, while some studies in Brazil showed that immobilisation within logging residues could postpone the release of nutrients relative to tree nutrient needs (Ferreira et al., 2016; J. H. T. Rocha et al., 2016), an isotopic study in the Congo showed that approximately 40% of the N content in 2-year-old eucalyptus trees was derived from the labelled logging residues (Versini et al., 2014). Further studies quantifying the release of nutrients in different types of logging residues, as well as the dynamics of soil exploration by fine roots after replanting, are needed to help improve nutrient management practices after replanting in immature rubber plantations.

Tableau 9 Nutrient removal in different harvesting scenarios (in kg ha⁻¹) estimated from the allometric equations. The percentage of total nutrient accumulation in the trees removed by harvesting is given in brackets. Different letters indicate significant differences between scenarios at the same site (Tukey post-hoc test with $p < 0.05$).

Site	Scenario	Nutrient removal (kg ha ⁻¹)				
		N	P	K	Ca	Mg
SAPH	1. Trunk only exported	423 c (42%)	103 b (52%)	186 c (48%)	596 (60%)	149 b (58%)
	2. Trunk and branches exported	658 bc (68%)	147 ab (73%)	254 bc (69%)	749 (78%)	184 ab (72%)
	3. Trunk, branches and stump exported	851 ab (88%)	177 a (94%)	337 ab (92%)	908 (96%)	243 a (95%)
	4. Whole tree exported (including stump)	970 a (100%)	188 a (100%)	366 a (100%)	942 (100%)	256 a (100%)
SOGB	1. Trunk only exported	541 c (61%)	75 c (64%)	418 c (66%)	1055 b (72%)	257 b (69%)
	2. Trunk and branches exported	732 b (79%)	97 b (82%)	524 b (83%)	1302 ab (88%)	297 b (80%)
	3. Trunk, branches and stump exported	815 ab (90%)	112 a (95%)	597 a (95%)	1462 a (98%)	363 a (97%)
	4. Whole tree exported (including stump)	908 a (100%)	118 a (100%)	628 a (100%)	1498 a (100%)	375 a (100%)

3.2.2.5. Conclusion

Our study shows consistent dynamics of nutrient accumulation throughout the growth of rubber trees in plantations established at two sites with two clones and contrasting fertilization practices. Nutrient accumulation rate peaked between 2 and 5 years after planting. While 25 to 36% of the stocks of N, P and K in the trees at the clear-cut stage were already accumulated at 5 years old, the accumulation of Ca was steady over the entire cycle of 40 years and the behaviour was intermediate for Mg. After the immature phase, recycling processes in addition to an increasing proportion of the trunk (with low concentrations of N, P, K) in total biomass, could account for the accumulation dynamics observed. Our study shows that logging practices can greatly influence the amounts of nutrients left on-site at the clear-cut stage, which could greatly influence soil fertility for the next rotation. The amount of nutrients removed in the case of whole-tree harvesting could account for 120-960% and 44-99% of the fertilization input over the entire rotation at SAPH and SOGB respectively. However, knowledge gaps need to be investigated to design more sustainable nutrient management strategies in immature rubber plantations. A precise assessment of nutrient input-output budgets over the immature phase is needed to improve the current fertilizer programmes. Information on the kinetics of nutrient release from logging residues is also needed to assess to what extent logging residues could replace fertilizers in the first years after planting.

3.2.3. Stocks d'éléments minéraux dans la biomasse

La dynamique d'accumulation des éléments minéraux dans le peuplement (compartiments aériens et souterrains) et la plante de couverture (compartiment aérien) a été évaluée de 0 à 36 mois après la plantation.

3.2.3.1. Dans le peuplement d'hévéas

L'accumulation de l'ensemble des éléments minéraux dans le peuplement est intense lors des 3 premières années après la plantation (Figure 21). Quel que soit l'âge, les éléments peuvent être classés dans l'ordre décroissant suivant selon leur quantité accumulée dans le peuplement : $N > K > Ca > Mg > P$. A l'âge de 12 mois, aucune différence significative de minéralomasse n'est visible entre les traitements, quel que soit l'élément et sur les 2 sites. A cet âge, les stocks moyens d'éléments dans le peuplement sont de 15.9, 1.7, 8.8, 7.4, 2.7 kg ha⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg respectivement à la SAPH et de 5.7, 0.5, 3.5, 2.6 et 1.2 kg ha⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg respectivement à la SOGB, tous traitements confondus.

C'est à partir de l'âge de 36 mois que la restitution de résidus d'abattage impacte positivement et significativement les stocks des éléments minéraux dans les arbres. A la SAPH, les stocks totaux d'éléments minéraux varient entre 168 et 237 kg ha⁻¹ pour le N, entre 17 et 26 kg ha⁻¹ pour le P, entre 66 et 133 kg ha⁻¹ pour le K, entre 91 et 139 kg ha⁻¹ pour le Ca et entre 31 et 45 kg ha⁻¹ pour le Mg. Les traitements avec restitution de résidus d'abattage, quels que soient la quantité restituée et l'apport de fertilisant, présentent des minéralomasses toujours significativement plus élevées que le traitement sans restitution R0F0. A la SOGB à l'âge de 36 mois, les stocks dans les parties aériennes et souterraines varient de 42 à 101 kg ha⁻¹ de N, de 3 à 9 kg ha⁻¹ de P, de 21 à 83 kg ha⁻¹ de K, de 25 à 65 kg ha⁻¹ de Ca et de 12 à 27 kg ha⁻¹ de Mg. On distingue un effet significatif de la fertilisation combinée à la restitution de résidus d'abattage (traitement R2F1) sur l'accumulation de tous les éléments minéraux, comparé au traitement sans fertilisation (R2F0) sur ce site uniquement. Le traitement R0F0, sans restitution de résidus d'abattage, a les minéralomasses les plus faibles pour tous les éléments. A la SOGB, le traitement avec double restitution de résidus d'abattage (R3F0) se rapproche soit du traitement R2F1 (pour le K et Ca), soit du traitement R2F0 (pour le N et Mg).

Nos résultats sont du même ordre que les stocks totaux d'éléments dans des peuplements d'hévéas de 3 ans, qui varient de 106-196 kg N ha⁻¹, 11-28 kg P ha⁻¹, 72-176 kg K ha⁻¹, 99 kg Ca ha⁻¹ et 18-22 kg Mg ha⁻¹ dans la littérature (Vrignon-Brenas et al., 2019). Ces stocks cadrent bien la variabilité que l'on peut rencontrer dans notre étude, entre sites et traitements. Dans des plantations pérennes tropicales à croissance rapide comme l'eucalyptus, les stocks totaux à 3 ans s'élèvent à 127, 23, 45, 39 et 39 kg ha de N, P, K, Ca et Mg respectivement, ce qui reste dans la gamme des stocks obtenus dans notre étude (Laclau et al., 2003).

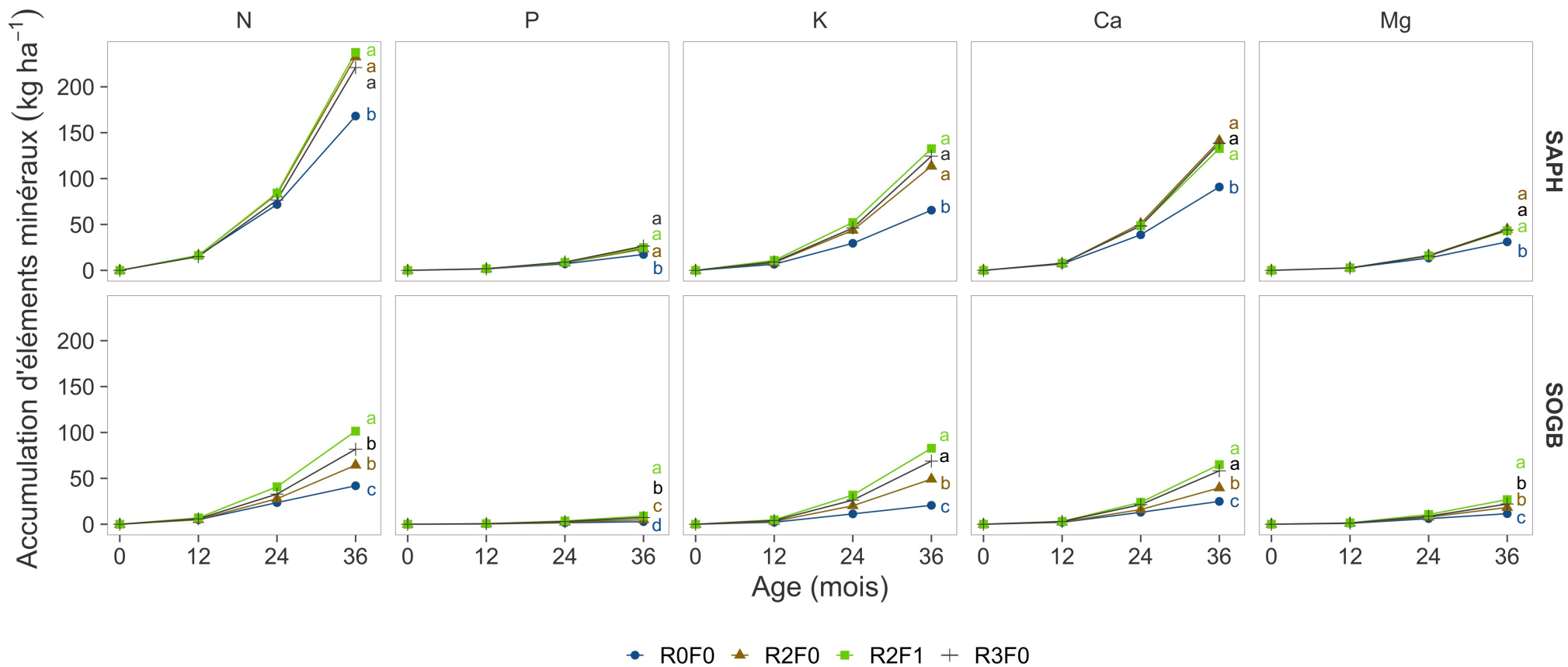


Figure 21 : Dynamique d'accumulation de N, P, K, Ca et Mg ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) dans les parties aériennes et souterraines du peuplement d'hévéas des traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) ($n = 4$). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements sur un site donné à l'âge de 36 mois, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$.

3.2.3.2. Dans la plante de couverture

La plante de couverture constitue un compartiment important en termes de stockage d'éléments minéraux les premières années après la plantation. Les stocks d'éléments dans les parties aériennes de ce compartiment sont supérieurs à ceux accumulés dans le peuplement à l'âge de 12 mois et du même ordre de grandeur à l'âge de 24 mois, sur les 2 sites et quel que soit l'élément (Figure 22). Les stocks moyens sur l'ensemble du suivi sont de 47 kg N ha⁻¹, 4 kg P ha⁻¹, 34 kg K ha⁻¹, 12 kg Ca ha⁻¹ et 5 kg Mg ha⁻¹ à la SAPH et de 55 kg N ha⁻¹, 3 kg P ha⁻¹ et 41 kg K ha⁻¹, 15 kg Ca ha⁻¹ et 6 kg Mg ha⁻¹ à la SOGB, tous traitements confondus. Le renouvellement de la biomasse de cette plante de couverture étant rapide, les stocks ne permettent pas de relier les flux d'éléments liés à ce compartiment de l'agroécosystème (cf. partie 3.2.4.). A notre connaissance, aucune étude ne rend compte des stocks d'éléments accumulés à un instant donné dans *Pueraria phaseoloides*.

Les stocks d'éléments minéraux dans la plante de couverture sont significativement plus élevés en cas de restitution de résidus d'abattage (traitements R2F0, R2F1 et R3F0) comparé à une absence de restitution (R0F0), pour le P et K à la SAPH et pour le N, P, K et Ca à la SOGB, en prenant en compte l'ensemble des dates.

De fortes variations de stock dans la plante de couverture sont observées selon la date. L'effet « mois » sur les stocks d'éléments minéraux est significatif pour tous les éléments et sur les 2 sites. A la SAPH, les stocks d'éléments minéraux dans la plante de couverture sont maximaux à ~6 mois (N et Ca) ou ~12 mois (P, K et Mg) après la plantation, puis diminuent de manière continue jusqu'à l'âge de 36 mois. En revanche, les stocks montrent plutôt une tendance stable sur l'ensemble du suivi à la SOGB. Le plus faible développement de la canopée à la SOGB, indiqué par la croissance en circonférence, ainsi qu'une interligne plus large sur ce site (8 m contre 6 m à la SAPH) permettent une interception lumineuse plus élevée par la plante de couverture semée dans l'interligne et par conséquent un dépérissement moins rapide qu'à la SAPH.

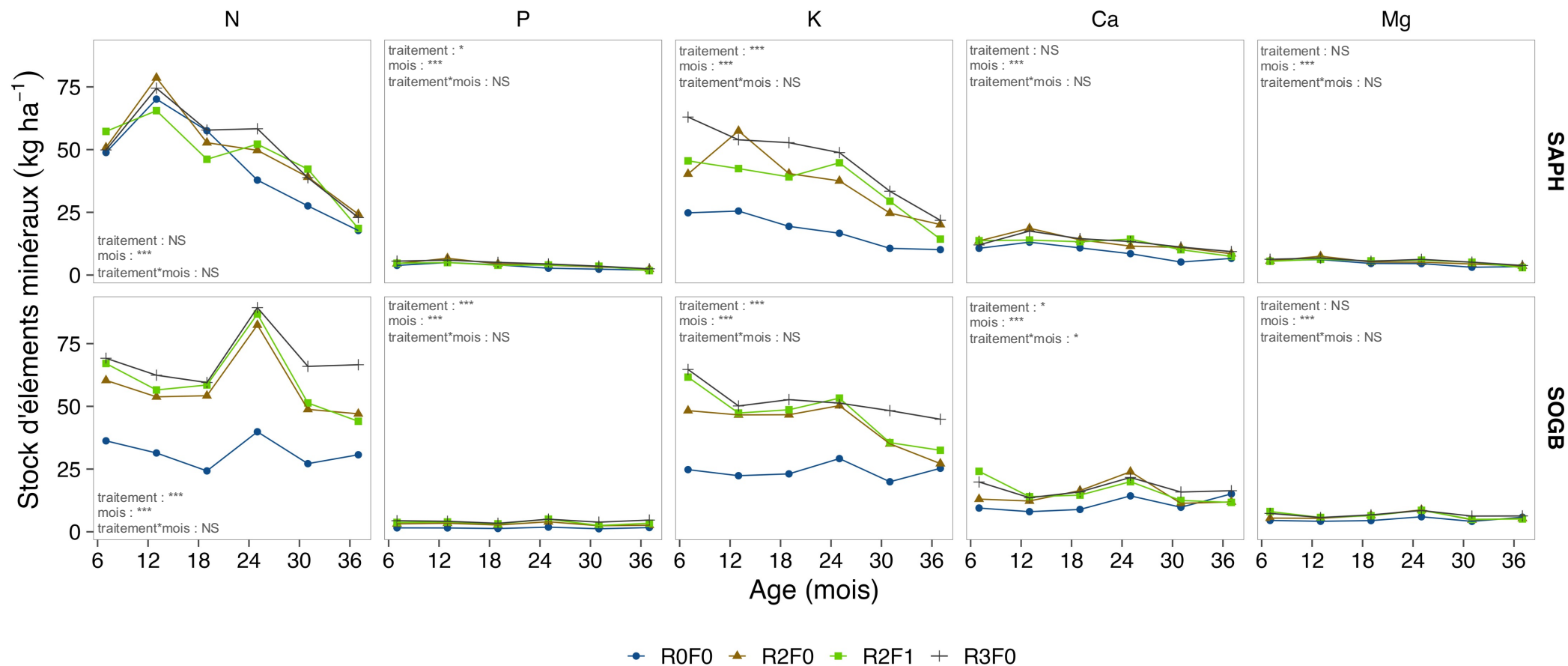


Figure 22 : Évolution des stocks de N, P, K, Ca et Mg (kg ha⁻¹) dans les parties aériennes de la plante de couverture des traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0, de 6 à 36 mois après la plantation, à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) (n = 3). Les astérisques *, ** et *** correspondent à $P < 0.05$, $P < 0.01$ et $P < 0.001$ respectivement. NS : effet non significatif des traitements à $P < 0.05$.

3.2.4. Prélèvement annuel total d'éléments minéraux

Le prélèvement annuel total du peuplement et de la plante de couverture a été calculé au cours de la période 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol).

3.2.4.1. Par le peuplement d'hévéas

Le prélèvement annuel total dans le peuplement augmente continuellement lors des 3 périodes de suivi, tout élément confondu (Figure 23). Entre les périodes 0-12 et 24-36 mois, le prélèvement N, P et K augmente d'un facteur 13 alors que le facteur est de 16 pour Ca et Mg en moyenne à la SAPH, tous traitements confondus. A la SOGB, une tendance similaire est observée, avec les prélèvements de N et P qui augmentent d'un facteur 12, de K d'un facteur 15 et de Ca et Mg d'un facteur 17 entre les périodes 0-12 et 24-36 mois, tous traitements confondus.

A la fin des mesures, à la période 24-36 mois, le prélèvement annuel atteint jusqu'à 177 kg N ha⁻¹, 19 kg P ha⁻¹, 85 kg K ha⁻¹, 121 kg Mg ha⁻¹ et 35 kg Ca ha⁻¹ dans le traitement R2F1 à la SAPH et jusqu'à 78 kg N ha⁻¹, 6 kg P ha⁻¹, 67 kg K ha⁻¹, 63 kg Ca ha⁻¹ et 21 kg Mg ha⁻¹ dans le traitement R2F1 à la SOGB. Il est significativement plus élevé dans le cas de restitution de résidus d'abattage (traitements R2F0, R2F1 et R3F0) comparé au traitement R0F0 sans restitution, sur les 2 sites (tests non présentés ici). A la SOGB uniquement, l'apport de fertilisation dans le traitement R2F1 augmente significativement le prélèvement annuel à 24-36 mois comparé aux traitements non fertilisés avec résidus d'abattage (R2F0 et R3F0). Les prélèvements d'une plantation d'eucalyptus au Brésil entre 24 et 36 mois sont de 70, <1, 3, 67 et 23 en kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg respectivement (Laclau et al., 2010b), soit des prélèvements du même ordre de grandeur que le traitement le plus productif à la SOGB (i.e., traitement R2F1), sauf pour le P, mais bien inférieurs à ceux de la SAPH, quel que soit le traitement. La dynamique de prélèvement des éléments minéraux dans les plantations d'eucalyptus est très différente de celle de nos systèmes : on constate un pic de prélèvement à l'âge de 2 ans suivi d'une stagnation des prélèvements jusqu'à l'âge de 7 ans pour tous les éléments minéraux (J.-P. Laclau et al., 2003).

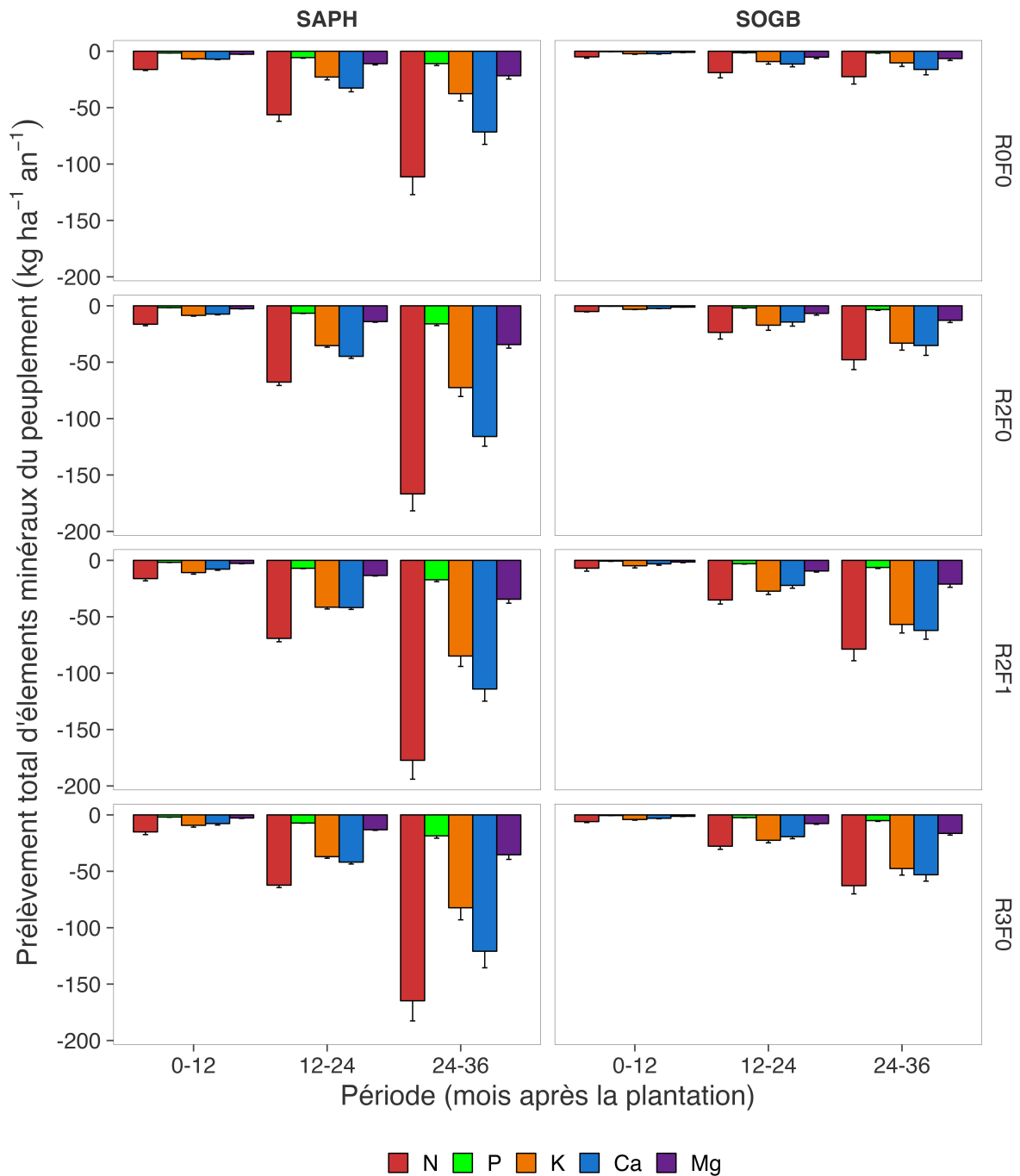


Figure 23: Prélèvement annuel total de N, P, K, Ca et Mg ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) dans le peuplement d'hévéas au cours des périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB ($n = 4$). Les valeurs sont négatives pour relater le flux de sortie des éléments minéraux à l'échelle du sol.

3.2.4.2. Par la plante de couverture

Le prélèvement annuel total par la plante de couverture est un flux majeur lors des 3 premières années après la plantation, plus important que le prélèvement du peuplement jusqu'à la période 12-24 mois à la SAPH et sur les 3 périodes à la SOGB (Figure 24). En lien avec l'évolution de la biomasse, le prélèvement décroît au cours du temps à la SAPH alors qu'il reste plutôt stable à la SOGB, quel que soit l'élément.

Le prélèvement varie de 147 à 402 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le N, de 14 à 37 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le P, de 67 à 370 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le K, 40 à 107 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le Ca et de 21 à 42 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le Mg à la SAPH, quels que soient la période et le traitement. A la SOGB, le prélèvement varie de 190 à 479 kg N ha⁻¹ an⁻¹, de 9 à 27 kg P ha⁻¹ an⁻¹, de 145 à 364 kg K ha⁻¹ an⁻¹, de 59 à 124 kg Ca ha⁻¹ an⁻¹ et enfin de 32 à 49 kg Mg ha⁻¹ an⁻¹, quels que soient la période et le traitement. L'azote prélevé provient en grande partie de la fixation symbiotique par la légumineuse (cf. partie 3.3.3). Sur l'ensemble des dates de mesure, la restitution de résidus d'abattage a un effet significatif sur le prélèvement pour le K à la SAPH et le N, P et K à la SOGB (tests non présentés ici).

Dans une plantation d'hévéas de 3 ans en Thaïlande, le prélèvement par *Pueraria phaseoloides* de N, P et K s'élève à 250, 10 et 70 kg ha⁻¹ an⁻¹ respectivement (Clermont-Dauphin et al., 2016). Ces valeurs sont cohérentes avec nos résultats sur les 2 sites, ce qui permet de valider la méthode d'estimation utilisée pour le calcul du prélèvement par ce compartiment de l'agroécosystème. La production de biomasse serait toutefois utile à évaluer par des dispositifs de mesure *in situ* pour s'assurer de la pertinence des données au vu de l'importance de ce flux en début de cycle de plantation.

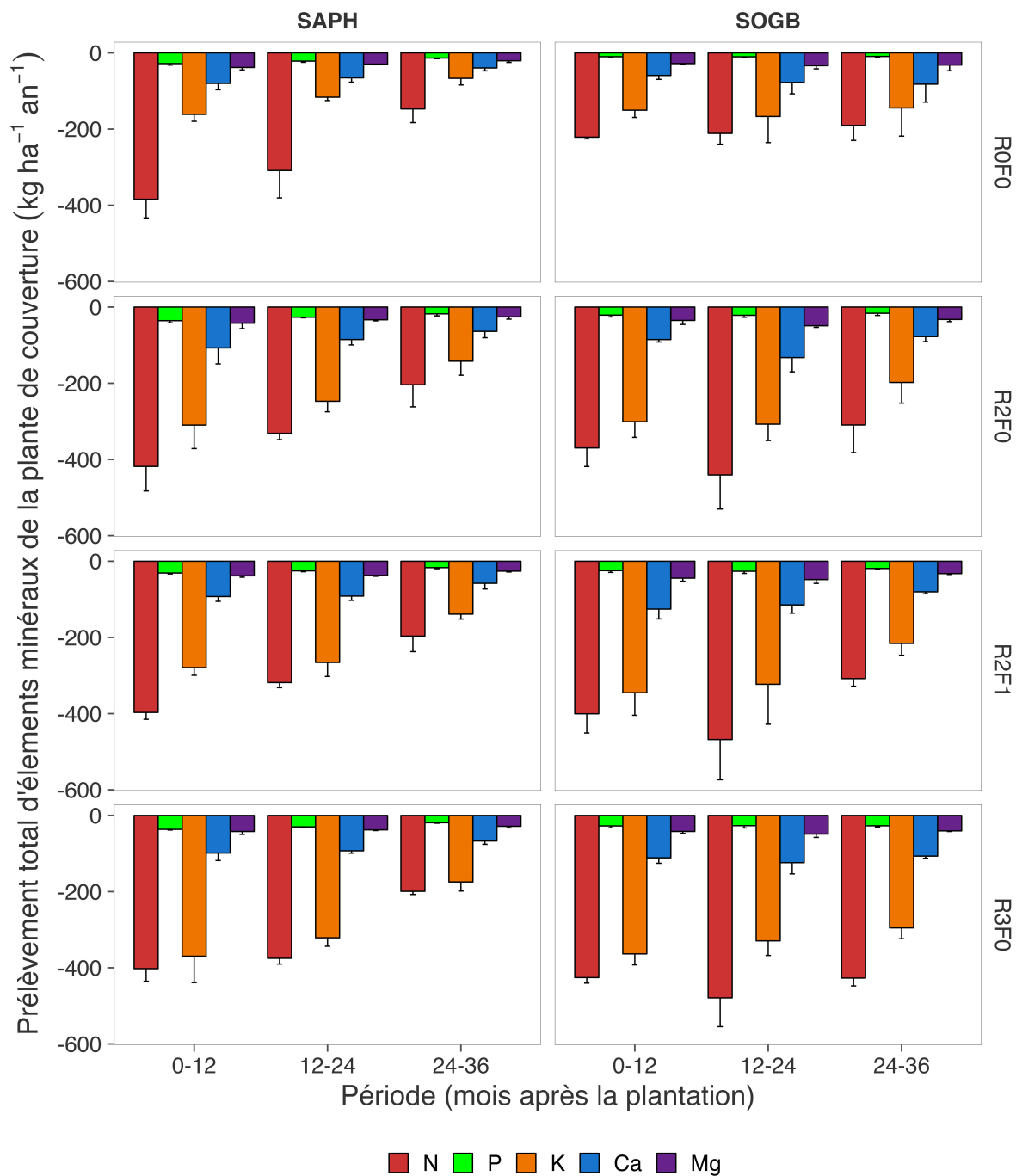


Figure 24 : Prélèvement annuel total de N, P, K, Ca et Mg ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) de la plante de couverture au cours des périodes 012, 12-24 et 24-36 mois dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) ($n = 3$). Les valeurs sont négatives pour relier le flux de sortie des éléments minéraux à l'échelle du sol.

3.2.5. Minéralisation nette de l'azote dans le sol

La minéralisation nette cumulée de -2 mois à 36 mois après la plantation varie de 861 à 1247 kg ha⁻¹ à la SAPH et de 836 à 1441 kg ha⁻¹ à la SOGB, quel que soit le traitement (Figure 25). La minéralisation nette cumulée à 36 mois est significativement plus élevée dans les traitements avec résidus d'abattage (R2F0, R2F1 et R3F0) que dans le traitement sans résidus (R0F0). A la SOGB, la différence entre les traitements est plus nette : le traitement avec double restitution R3F0 se différencie significativement du traitement avec simple restitution R2F0. Sur ce site, la cinétique de minéralisation cumulée est très comparable entre les traitements jusqu'à 12 mois après la plantation, elle se différencie fortement selon la quantité de résidus d'abattage restituée après cette date. A la SAPH en revanche, les cinétiques de minéralisation cumulée se discriminent bien entre les traitements extrêmes dès le début du suivi.

La minéralisation nette de l'azote sur les périodes 0-12 ; 12-24 et 24-36 mois varie de 193 à 461 kg ha⁻¹ an⁻¹ à la SAPH et de 212 à 604 kg ha⁻¹ an⁻¹ à la SOGB, tous traitements confondus (Figure 26). A la SAPH, la minéralisation annuelle nette de la période 0-12 mois est significativement plus élevée dans le traitement R2F0 comparé au traitement R0F0, les traitements R2F1 et R3F0 présentant des valeurs intermédiaires. Durant les périodes suivantes, les traitements R2F0, R2F1 et R3F0 ont des minéralisations nettes supérieures à celles du traitement R0F0 bien que ces différences ne soient pas significatives ($P = 0.06$ à 12-24 mois et $P = 0.12$ à 24-36 mois). A la SOGB, on observe des minéralisations nettes significativement plus élevées dans les traitements avec restitution (R2F0, R2F1 et R3F0) par rapport au traitement R0F0 à partir de la période 12-24 mois. Sur les 2 sites, la minéralisation comparable entre les traitements R2F0 et R2F1 montre que l'apport de fertilisant n'a pas d'effet sur ce flux. Les faibles apports d'engrais annuels (entre 40 à 60 kg ha⁻¹ an⁻¹ en fonction de la période et du site) relativement aux minéralisations nettes annuelles (~400 kg ha⁻¹ an⁻¹) et la forme du N dans l'engrais (73 % de nitrate, sous forme de nitrate d'ammonium) peuvent expliquer ce résultat.

La minéralisation nette, quels que soient le traitement et le site, est très élevée dans notre étude par rapport à des plantations d'eucalyptus au Congo et au Brésil, dans lesquelles elle varie de 32 à 180 kg ha⁻¹ an⁻¹ sur l'horizon 0-20 cm (moyenne à 81 ± 54 kg ha⁻¹ an⁻¹, $n = 6$) (Voiglaender et al., 2012, 2019; Mareschal et al., 2013; Tchichelle et al., 2017). En revanche, les plantations tropicales à base de légumineuses pérennes, comme les plantations d'acacia, présentent des minéralisations nettes de 124 à 225 kg ha⁻¹ an⁻¹ (Voiglaender et al., 2012, 2019; Tchichelle et al., 2017), ce qui est comparable au traitement R0F0 dans notre étude (224 et 222 kg ha⁻¹ an⁻¹ à la SAPH et à la SOGB respectivement en moyenne). Les minéralisations élevées obtenues dans les traitements R2F0, R2F1 et R3F0 seraient donc cohérentes avec la combinaison d'une légumineuse et des résidus d'abattage, ces derniers

renfermant $\sim 1000 \text{ kg N ha}^{-1}$ dans un scénario de restitution complète. Le peu d'études quantifiant la minéralisation nette en plantation d'hévéas immature reporte des valeurs de 289 et $428 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur les 0-10 cm de sol dans une plantation de 5 ans (Schroth et al., 2001) et de $270 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur l'horizon 0-20 cm dans une plantation de 1 an (Ishizuka et al., 2002).

La minéralisation nette augmente significativement de la période 0-12 mois à 12-24 mois pour un traitement donné (tests non présentés), sauf quelques exceptions (R0F0 à la SAPH et SOGB, R2F0 à la SOGB et R3F0 à la SAPH) (Figure 26). De manière tendancielle ou significative, c'est sur cette période 12-24 mois que la minéralisation nette est la plus élevée, tous traitements et sites confondus. L'évolution de la minéralisation nette de la période 12-24 à 24-36 mois montre des stagnations à la SOGB pour tous les traitements ; alors qu'on observe des stagnations (R0F0 et R3F0) et des baisses significatives (R2F0 et R2F1) à la SAPH (tests non présentés).

La minéralisation nette dépend fortement de la position dans la parcelle, pour tous les traitements et sur les 2 sites, dans l'ordre décroissant suivant : $P3 \geq P2 > P1$ (Figure 27). La minéralisation nette à la position P1 varie de 134 à $282 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, de 215 à $628 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en position P2 et de 217 à $796 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en P3, tous sites, traitements et périodes confondus. La minéralisation en P3 est en moyenne 2.0 et 2.8 fois supérieure que celle en P1 à la SAPH et à la SOGB respectivement, quel que soit le traitement. Des fortes différences de minéralisation à l'échelle de la parcelle ont aussi été reportées dans des plantations de palmier à huile en Indonésie. Dans ces systèmes, la minéralisation au niveau de la zone d'andainage des rafles est 3.5 fois supérieure à celle du chemin de récolte, comparable à la ligne de plantation dans nos systèmes (Formaglio et al., 2021).

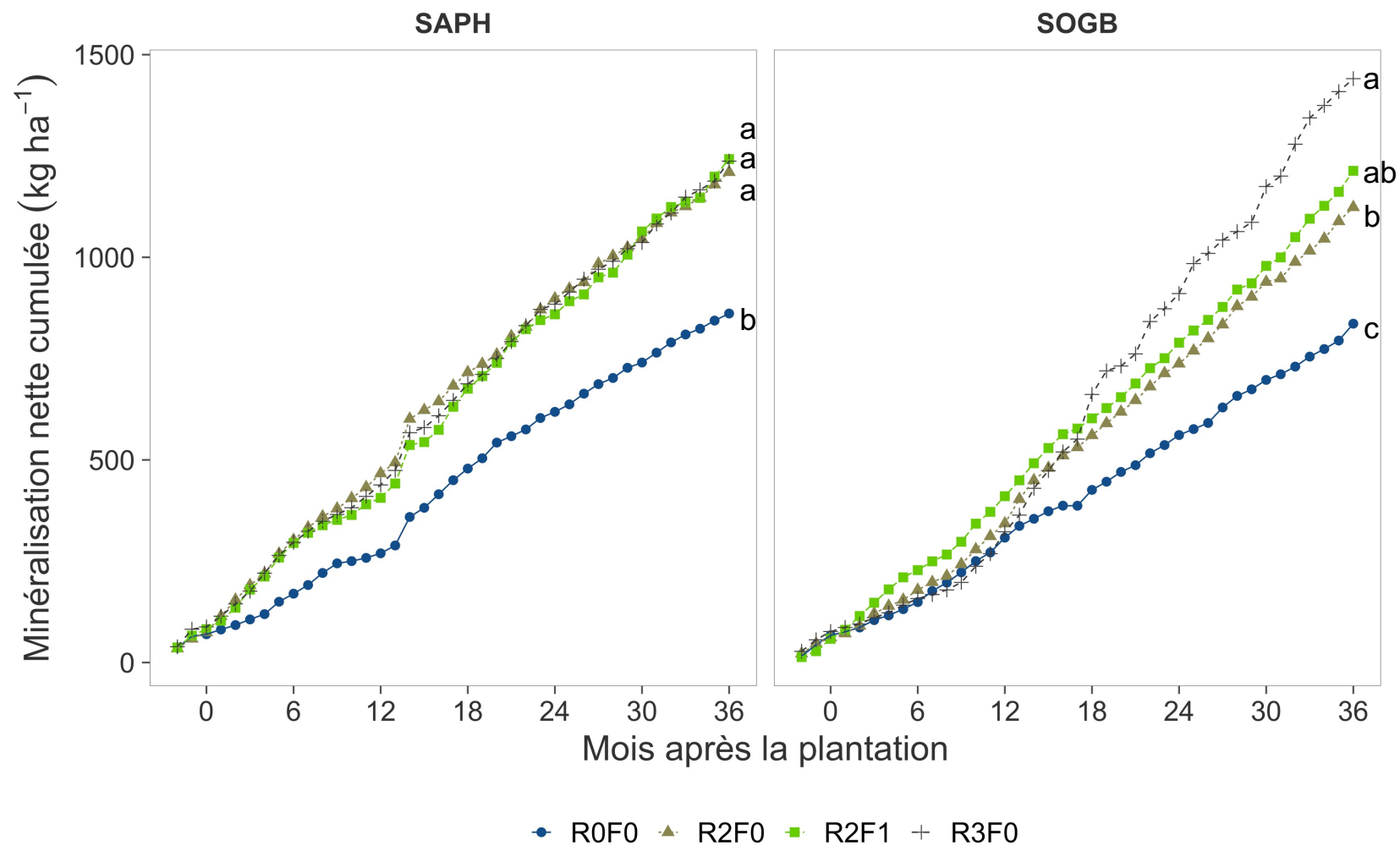


Figure 25 : Minéralisation nette cumulée de l'azote (kg ha^{-1}) à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0, de -2 mois jusqu'à 36 mois après la plantation ($n = 3$). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements sur un site donné à $t = 36$ mois, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$.

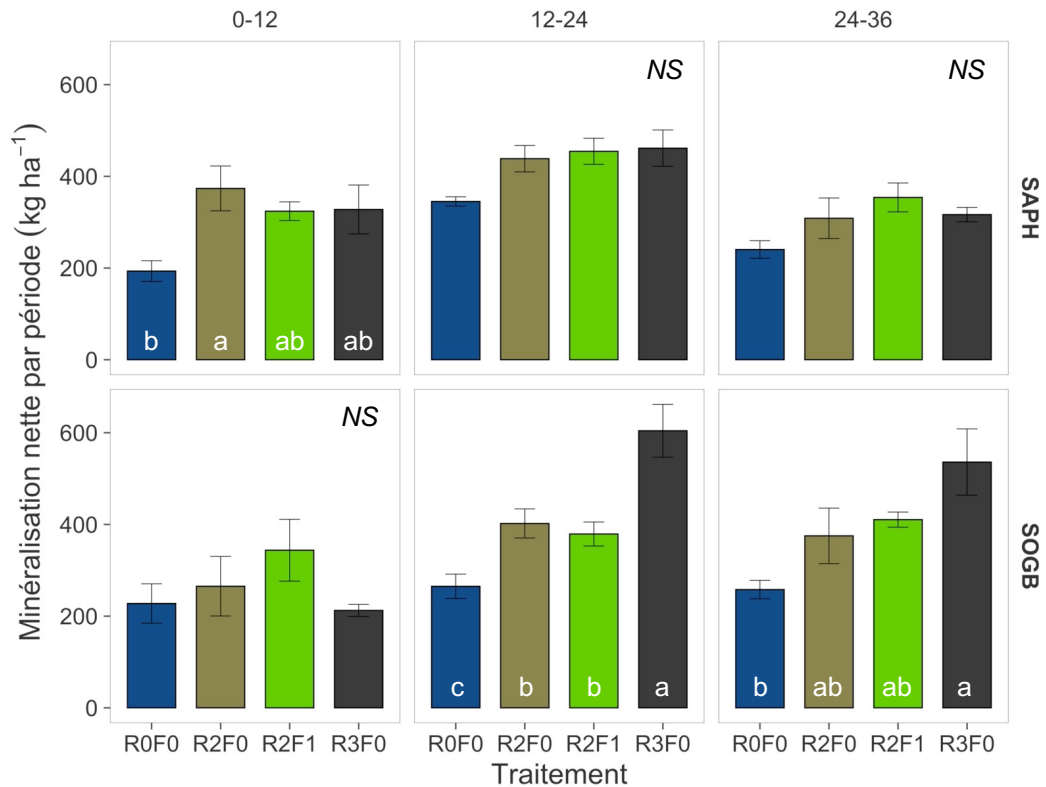


Figure 26 : Minéralisation nette de l'azote ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) aux périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 ($n = 3$). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements par période, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$. NS : différence non significative entre traitements à $P < 0.05$.

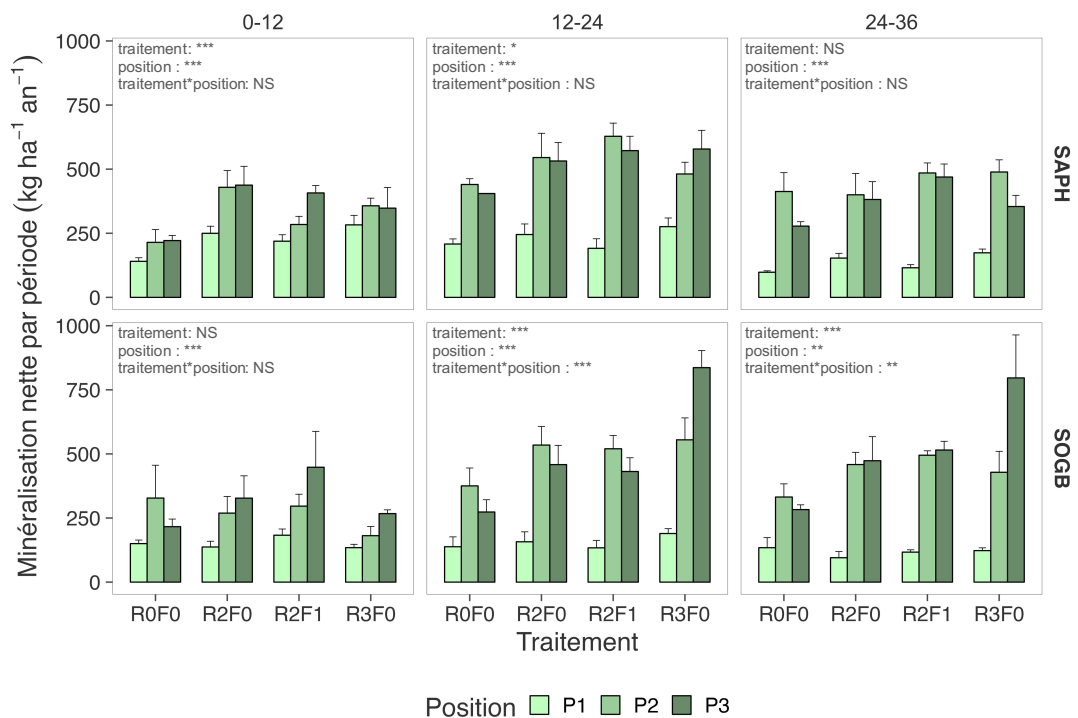


Figure 27 : Minéralisation nette de l'azote ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) en position P1 (ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (milieu d'interligne) sur les périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et à la SOGB dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 ($n = 3$).

3.2.6. Retour au sol par les chutes de litière

3.2.6.1. Des hévées

Le suivi des chutes de litières, constituées de feuilles, graines et branches, a commencé 21 mois après la plantation jusqu'à l'âge de 36 mois, soit 16 mois de suivi. Au début de la cycle, avant 21 mois, les houppiers peu développés des arbres et les faibles chutes de feuilles observées sur le terrain ne justifiaient pas un suivi de ce flux. Les chutes de graines et branches ont été très faibles pendant la durée du suivi par rapport aux feuilles, elles ne seront donc pas détaillées ici.

Les chutes de feuilles s'intensifient à la SAPH à partir du 24^{ème} mois après la plantation, passant en moyenne de 12 kg ha⁻¹ mois⁻¹ à cette date à 192 kg ha⁻¹ mois⁻¹ à la fin du suivi à l'âge de 36 mois, tous traitements confondus (Figure 28). L'absence de pic de chute de feuilles aux mois de février et mars 2021 (mois 32 et 33) montre que les arbres n'ont pas encore commencé à défolier de façon régulière à cet âge, phénomène observé pour les peuplements plus âgés. En revanche à la SOGB, un net pic de chutes de feuilles est visible 31 et 32 mois après la plantation dans tous les traitements. De 21 mois après la plantation jusqu'au pic à 31-32 mois, les chutes de litières sont plutôt stables. Elles passent de 22 kg ha⁻¹ mois⁻¹ durant cette phase de stabilité à 164 kg ha⁻¹ mois⁻¹ pendant la phase de pic à l'âge de 32 mois, tous traitements confondus. La restitution de résidus d'abattage dans les traitements R2F0, R2F1 et R3F0 augmente significativement le retour de litière au sol comparé à une absence de restitution (R0F0), en interaction avec la date de mesure à la SAPH et sur l'ensemble des dates à la SOGB.

Le retour d'éléments minéraux au sol est faible à la période 12-24 mois (< 1.1 kg ha⁻¹ an⁻¹ à la SAPH et < 1.4 kg ha⁻¹ an⁻¹ à la SOGB, quel que soit l'élément) (Tableau 10). Au cours de la période 24-36 mois, les retours de N, P, K, Ca et Mg augmentent drastiquement. Ils varient de 14.9 à 24.1 kg N ha⁻¹ an⁻¹, de 0.7 à 1.2 kg P ha⁻¹ an⁻¹, de 1.5 à 4.5 kg K ha⁻¹ an⁻¹, de 19.5 à 30.7 kg Ca ha⁻¹ an⁻¹ et de 4.1 à 6.2 kg Mg ha⁻¹ an⁻¹ à la SAPH quel que soit le traitement. A la SOGB, ils varient de 4.2-18.1 kg N ha⁻¹ an⁻¹, 0.2-0.9 kg P ha⁻¹ an⁻¹, 1.0-5.9 kg K ha⁻¹ an⁻¹, 4.3-21.1 kg Ca ha⁻¹ an⁻¹ et 1.1-4.8 kg Mg ha⁻¹ an⁻¹. Les retours au sol dans le traitement R2F1 sont significativement plus élevés que ceux du traitement R0F0 sur les 2 sites, quel que soit l'élément. Les écarts entre ces 2 traitements extrêmes sont plus importants à la SOGB qu'à la SAPH. Sur les 2 périodes de suivi, les éléments peuvent être classés dans l'ordre décroissant suivant selon la masse d'éléments retournés au sol : Ca > N > Mg > K > P à la SAPH et Ca > N > K > Mg > P à la SOGB.

Globalement, les retours au sol de feuilles dans des plantations pérennes tropicales à croissance rapide, entre 24 et 36 mois après plantation, se rapprochent des valeurs hautes obtenues dans notre étude (i.e., dans le traitement R2F1 à la SAPH). Les retours au sol dans

une plantation d'acacia au Brésil sont comparables à ce traitement pour le N (27.0 kg ha^{-1}) mais ils sont au moins 2 fois plus bas pour le P (0.5 kg ha^{-1}), le Ca (13.3 kg ha^{-1}) et le Mg (2.9 kg ha^{-1}) et plus élevés pour le K (7.4 kg ha^{-1}) (Santos et al., 2017). Dans une plantation d'eucalyptus au Congo, les retours au sol de 24 à 36 mois après plantation sont jusqu'à 2 fois plus élevés pour le N (de 44.5 à $55.3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) par rapport au traitement R2F1 à la SAPH ; alors que les retours de P, K, Ca et Mg sont similaires (1.5 , 3.3 , 27.8 et $14.7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de P, K, Ca et Mg respectivement) à ce traitement, au même âge (Laclau et al., 2003; Laclau et al., 2010b).

3.2.6.2. De la plante de couverture

Les retours au sol par les litières de la plante de couverture ont été estimés à partir des litières au sol, sur les périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et à la SOGB. Les éléments retournés au sol par la plante de couverture sont très élevés comparé au retour au sol par la litière d'hévéas. Ils varient de 85 à $489 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le N ; de 4 à $36 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le P ; de 16 à $303 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le K ; de 32 à $301 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le Ca et de 12 à $88 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le Mg, tous traitements et sites confondus (Tableau 11). Le retour d'éléments minéraux est significativement plus important dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0, R2F1 et R3F0) comparé au traitement R0F0 sans restitution, excepté pour le N et le Mg à 0-12 mois à la SAPH et tous les éléments à 12-24 mois à la SAPH. La quantité d'éléments retournée au sol diminue fortement au cours du temps à la SAPH, tous traitements et éléments confondus, en lien avec la chute de biomasse de la plante de couverture. A la SOGB, la quantité d'éléments retournés est comparable à 0-12 et 24-36 mois mais on observe une augmentation de retour au sol lors de la période intermédiaire 12-24 mois.

Peu d'études porte sur les retours au sol par *Pueraria phaseoloides* dans la littérature scientifique, rendant difficile la comparaison et la validation de la méthode d'estimation de ce flux, qui est pourtant majeur au sein d'une jeune plantation d'hévéas. Dans une jeune plantation de palmier à huile, le retour au sol de N par *Pueraria phaseoloides* a été évalué à $123 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Agamuthu and Broughton, 1985), ce qui correspond à la tranche basse de nos résultats, du même ordre de grandeur que les retours au sol estimés à la SAPH sur la période 24-36 mois, quel que soit le traitement. La mise en place d'un dispositif de type bacs à litière pour évaluer les retours au sol par la plante de couverture sera nécessaire au vu de l'importance de ce flux dans une jeune plantation d'hévéas industrielle.

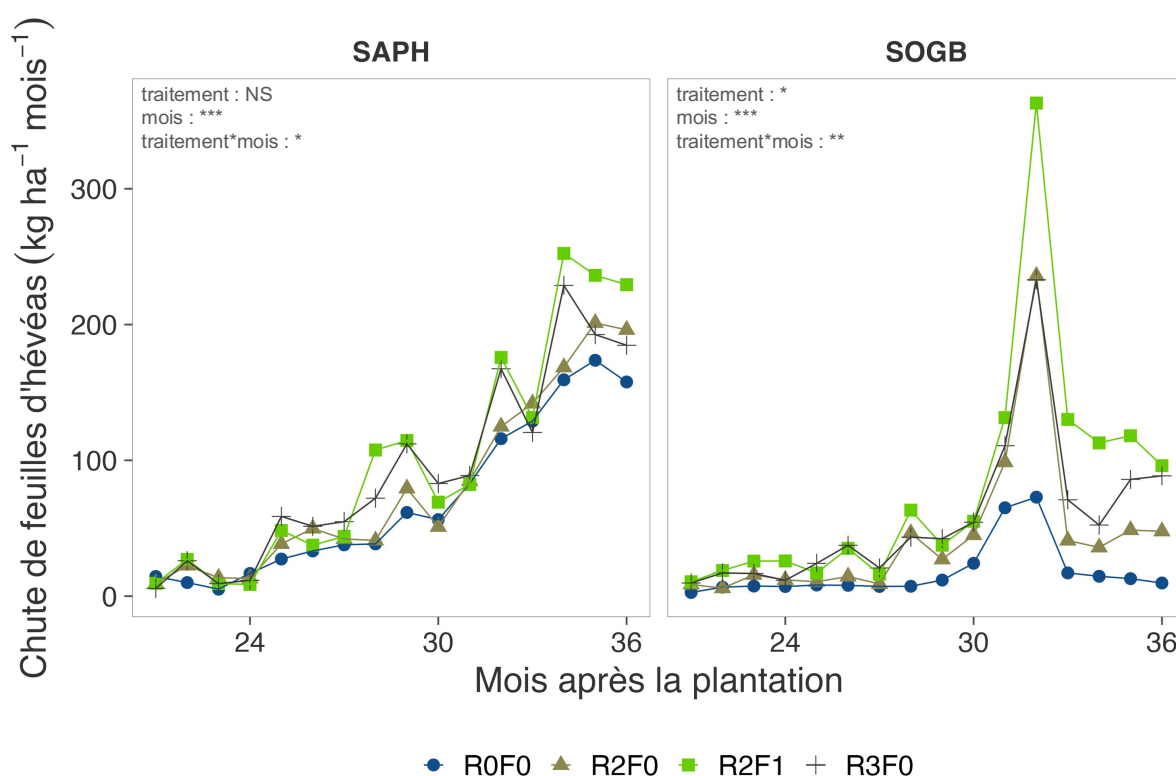


Figure 28 : Évolution mensuelle des chutes de feuilles d'hévéas ($\text{kg ha}^{-1} \text{mois}^{-1}$), de 21 mois après la plantation jusqu'à 36 mois, dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB ($n = 3$). * : $P < 0.05$; ** : $P < 0.01$ et *** : $P < 0.001$.

Tableau 10 : Éléments minéraux (N, P, K, Ca et Mg) retournés au sol par les chutes de feuilles d'hévéas ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) sur la période 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et à la SOGB dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 ($n = 3$). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements pour une période donnée, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$.

Site	Traitement	Période (mois)	Éléments minéraux retournés au sol ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$)					
			N	P	K	Ca	Mg	
SAPH	R0F0	12-24	0.5 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.5 ± 0.2	0.1 ± 0.0	
			R2F0	0.7 ± 0.2	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.0	0.9 ± 0.4	0.2 ± 0.1
			R2F1	0.9 ± 0.2	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1	0.8 ± 0.2	0.2 ± 0.0
			R3F0	0.6 ± 0.4	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1	0.8 ± 0.6	0.2 ± 0.1
	R0F0	24-36	13.2 ± 0.3 c	0.6 ± 0.1 b	1.3 ± 0.1 b	17.0 ± 3.1 b	3.6 ± 0.1 b	
			R2F0	15.0 ± 1.3 bc	0.8 ± 0.1 ab	2.3 ± 0.1 ab	21.7 ± 1.4 a	5.0 ± 0.0 a
			R2F1	21.2 ± 2.6 a	1.0 ± 0.2 a	3.8 ± 1.2 a	25.4 ± 1.9 a	6.1 ± 0.5 a
			R3F0	18.1 ± 2.0 ab	1.0 ± 0.2 a	3.5 ± 0.7 a	26.8 ± 5.0 a	6.0 ± 0.9 a
SOGB	R0F0	12-24	0.3 ± 0.1	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0	0.2 ± 0.1	0.1 ± 0.0	
			R2F0	0.6 ± 0.4	0.0 ± 0.0	0.1 ± 0.1	0.5 ± 0.3	0.1 ± 0.1
			R2F1	0.9 ± 0.4	0.0 ± 0.0	0.2 ± 0.1	0.9 ± 0.5	0.2 ± 0.1
			R3F0	0.6 ± 0.3	0.0 ± 0.0	0.2 ± 0.2	0.8 ± 0.2	0.1 ± 0.0
	R0F0	24-36	4.1 ± 0.8 c	0.2 ± 0.0 c	1.0 ± 0.4 b	4.2 ± 1.4 c	1.0 ± 0.4 c	
			R2F0	10.0 ± 3.5 b	0.5 ± 0.2 bc	3.9 ± 1.3 a	11.0 ± 5.5 bc	2.2 ± 0.6 bc
			R2F1	17.0 ± 3.3 a	0.9 ± 0.2 a	5.4 ± 0.7 a	20.0 ± 3.5 a	4.5 ± 1.1 a
			R3F0	12.6 ± 2.4 ab	0.6 ± 0.1 ab	4.6 ± 1.5 a	14.9 ± 1.2 ab	2.8 ± 0.5 b

Tableau 11 : Éléments minéraux (N, P, K, Ca et Mg) retournés au sol dans les litières de la plante de couverture ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) sur la période 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 ($n = 3$). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements pour une période donnée, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$.

Site	Traitement	Période (mois)	Éléments minéraux retournés au sol (kg ha^{-1})				
			N	P	K	Ca	Mg
SAPH	R0F0	0-12	210	16 b	57 b	83 b	37
	R2F0		331	31 a	220 a	165 ab	60
	R2F1		359	32 a	229 a	176 a	68
	R3F0		305	36 a	258 a	162 ab	70
	R0F0	12-24	307	20	61 b	140	49
	R2F0		327	27	190 a	182	59
	R2F1		286	22	169 a	172	55
	R3F0	24-36	331	27	227 a	201	59
	R0F0		85 b	6 b	16 b	32 b	12 b
	R2F0		204 a	16 a	68 a	124 a	34 a
	R2F1		163 a	14 a	74 a	84 a	27 a
	SOGB	R3F0	0-12	168 a	15 a	79 a	102 a
R0F0		99 b		5 b	22 b	47 b	17 b
R2F0		234 a		13 a	119 a	131 a	43 a
R2F1		254 a		14 a	124 a	162 a	50 a
R3F0		12-24	221 a	13 a	124 a	139 a	43 a
R0F0			135 b	6 b	29 b	56 b	23 b
R2F0			443 a	22 a	220 ab	254 a	79 a
R2F1		24-36	489 a	27 a	303 a	254 a	83 a
R3F0			477 a	29 a	302 a	301 a	88 a
R0F0			93 c	4 c	16 b	48 c	16 c
R2F0			253 b	12 b	91 a	183 b	48 b
R2F1		24-36	269 b	14 ab	91 a	205 b	50 b
R3F0	355 a		19 a	130 a	285 a	64 a	

3.2.7. Résorption foliaire de l'hévéa

Il s'agit du flux de transfert des éléments minéraux de la feuille vers les branches lors de la sénescence des feuilles. La résorption foliaire est le seul paramètre du cycle biochimique interne à l'arbre évalué dans le cadre de cette étude. Il a été quantifié lors des périodes 12-24 et 24-36 mois pour le N, P et K à la SAPH et à la SOGB.

Le taux de résorption est de 58 % pour le N, 64 % pour le P et 72 % pour le K à la SAPH et de 53 % pour le N, 69 % pour le P et 63 % pour le K à la SOGB, tous traitements et périodes confondus (Annexe 13). La restitution de résidus d'abattage n'a globalement pas d'effet significatif sur le taux de résorption des éléments. Le taux de résorption est stable entre les 2 périodes, quel que soit l'élément, sauf pour le K à la SAPH où une diminution significative est visible de 12-24 à 24-36 mois ($P < 0.05$). La résorption moyenne sur les 2 périodes est comparable entre la SAPH et la SOGB pour le N, elle est significativement plus élevée à la SAPH pour le P et significativement plus élevée à la SOGB pour le K.

Les taux de résorption dans nos systèmes sont comparables pour le N et le P et plus élevés pour le K par rapport à une plantation d'hévéas de 5 ans en Chine, dans laquelle le taux de résorption était de 48 %, 69 % et 44 % pour le N, P et K respectivement (Li et al., 2016). Comparé à d'autres plantations pérennes tropicales à croissance rapide comme l'eucalyptus, les taux de résorption dans nos systèmes sont plus faibles pour le N et du même ordre de grandeur pour le P et le K, avec des taux reportés dans une plantation de 30 mois au Brésil de 77 % pour le N, 69 % pour le P et 61 % pour le K (Santos et al., 2017).

En masse par ha, la résorption annuelle des éléments minéraux est très faible sur la période 12-24 mois ($< 1.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le N ; $< 0.05 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $< 0.2 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, tous sites et traitements confondus, Tableau 12). Elle augmente sur la période 24-36 mois avec l'augmentation des chutes de litières d'hévéas. Elle atteint jusqu'à 17.1 kg ha^{-1} pour le N, 0.7 kg ha^{-1} pour le P et 3.2 kg ha^{-1} pour le K à cette période à la SAPH et jusqu'à $11.9 \text{ kg N ha}^{-1}$, 0.3 kg P ha^{-1} et 8.0 kg K ha^{-1} à la SOGB. Les traitements avec restitution des résidus d'abattage ont tendance à avoir des résorptions plus élevées que le traitement R0F0 sans restitution, mais les différences ne sont pas significatives.

La résorption est un mécanisme de conservation des éléments minéraux, dont la nutrition de l'arbre peut dépendre fortement dans des sols pauvres en éléments minéraux (Grau et al., 2017). Nos résultats suggèrent que la nutrition d'un jeune peuplement d'hévéas entre 12 et 24 mois est peu dépendante de ce flux, alors que ce dernier prend une place plus importante de 24 à 36 mois. Les flux de résorption correspondent à une proportion très faible des prélèvements totaux des hévéas à 12-24 mois, de 0 à 1.4 % à la SAPH et de 0 à 4.6 % à la SOGB, quel que soit l'élément. En revanche, la résorption représente de 1.5 % à 11.0 % et de 3.6 % à 24.0 % des prélèvements du peuplement, quel que soit l'élément, sur la période 24-

36 mois à la SAPH et à la SOGB respectivement. La nutrition d'un jeune peuplement d'hévéas dépendrait majoritairement des prélèvements directs au sol plutôt que de mécanismes alternatifs tels que la résorption foliaire, bien que la part de ce flux dans les prélèvements totaux des hévéas augmente drastiquement de 12-24 à 24-36 mois. Ce n'est pas le cas dans d'autres plantations pérennes tropicales à croissance rapide. Dans des plantations d'eucalyptus au Congo et au Brésil, le flux de résorption fournit 30-50 % des besoins nutritionnels en N et P et 40-75 % des besoins en K du peuplement dès la 2^{ème} année de plantation (Laclau et al., 2010b). L'importance du flux de résorption dans les plantations d'eucalyptus par rapport aux plantations d'hévéas peut s'expliquer en partie par une biomasse plus importante des feuilles en début de cycle chez l'eucalyptus comparé à l'hévéa. A l'âge de 36 mois, la biomasse foliaire dans des plantations d'eucalyptus s'élève à 3.4 t ha⁻¹ (Laclau et al., 2010b) contre 2.3 t ha⁻¹ et 0.7 t ha⁻¹ en moyenne dans notre étude à la SAPH et à la SOGB respectivement, quel que soit le traitement.

Tableau 12 : Résorption de N, P et K (kg ha⁻¹ an⁻¹) par période dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB (n = 3). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements par période, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$. Les pourcentages entre parenthèses correspondent à la proportion de la résorption dans le prélèvement annuel total des hévéas.

Site	Traitement	Période (mois)	Résorption d'éléments minéraux (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)			
			N	P	K	
SAPH	R0F0	12-24	0.6 ± 0.2 (1.0 %)	0 ± 0 (0 %)	0 ± 0 (0 %)	
			R2F0	0.6 ± 0.3 (0.8 %)	0 ± 0 (0 %)	0 ± 0 (0 %)
			R2F1	1.0 ± 0.1 (1.4 %)	0 ± 0 (0 %)	0.1 ± 0.1 (0.2 %)
			R3F0	0.5 ± 0.2 (0.8 %)	0 ± 0 (0 %)	0 ± 0 (0 %)
	R0F0	24-36	8.7 ± 1.3 (7.8 %)	0.3 ± 0.1 (2.7 %)	0.6 ± 0.1 b (1.5 %)	
			R2F0	18.9 ± 10.8 (11.0 %)	0.7 ± 0.2 (4.3 %)	1.2 ± 0.2 ab (1.7 %)
			R2F1	17.1 ± 4.3 (9.6 %)	0.6 ± 0.3 (3.5 %)	3.2 ± 1.9 b (3.7 %)
			R3F0	16 ± 2.3 (9.7 %)	0.6 ± 0.1 (3.2 %)	1.9 ± 0.3 ab (2.3 %)
SOGB	R0F0	12-24	0.3 ± 0.1 (1.6 %)	0 ± 0 (0 %)	0 ± 0 (0 %)	
			R2F0	1.1 ± 0.7 (4.6 %)	0 ± 0 (0 %)	0.1 ± 0.1 (0.5 %)
			R2F1	1.1 ± 0.6 (3.1 %)	0 ± 0 (0 %)	0.2 ± 0.1 (0.7 %)
			R3F0	0.6 ± 0.3 (2.1 %)	0 ± 0 (0 %)	0.2 ± 0.2 (0.9 %)
	R0F0	24-36	3.9 ± 1.2 (17 %)	0.2 ± 0.2 (14 %)	0.7 ± 0.7 (6.7 %)	
			R2F0	9.9 ± 5.0 (20.1 %)	0.3 ± 0.2 (8.9 %)	8.0 ± 6.4 (24.0 %)
			R2F1	11.9 ± 4.0 (15.0 %)	0.3 ± 0.2 (4.7 %)	2.1 ± 1.0 (3.6 %)
			R3F0	9.3 ± 3.1 (14.8 %)	0.3 ± 0.1 (5.9 %)	4.7 ± 3.5 (9.8 %)

3.2.8. Résumé des cycles biologique et biochimique

Les flux du cycle biologique et biochimique évalués dans le cadre de cette étude ont été la décomposition des résidus d'abattage et la libération d'éléments minéraux associés, l'accumulation et le prélèvement d'éléments minéraux par les hévéas et la plante de couverture, la minéralisation de l'azote dans le sol, les retours au sol par les litières (hévéas et plante de couverture) et la résorption foliaire. Ces flux ont été mesurés lors des 3 premières années après la plantation dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB.

Les stocks initiaux de N, P, K, Ca et Mg restitués dans les traitements R2F0 et R2F1 (correspondant aux traitements avec restitution complète de résidus d'abattage) s'élèvent en moyenne à 973, 173, 401, 1132, 256 kg ha⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg respectivement à la SAPH et à 984, 137, 665, 2438 et 465 kg ha⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg respectivement à la SOGB. Le double de ces stocks a été restitué dans le traitement R3F0. La totalité des éléments minéraux contenus dans les feuilles est libérée dans le sol en 18 mois et en 48 mois pour les troncs, branches fines et grosses branches. A l'âge de 36 mois, au moins 90 % des éléments minéraux ont été libérés par rapport aux stocks initiaux restitués.

Notre étude dans un dispositif expérimental annexe sur un cycle de plantation entier (article 1) montre que l'accumulation des éléments minéraux dans la biomasse du peuplement est la plus élevée en phase immature, entre l'âge de 2 et 5 ans. Au cours de cette période, le taux d'accumulation le plus important est celui de l'azote à SAPH (80 kg ha⁻¹ an⁻¹), tandis que le Ca est le nutriment le plus accumulé dans les arbres à SOGB (58 kg ha⁻¹ an⁻¹), suivi de près par l'azote (53 kg ha⁻¹ an⁻¹). Après 5 ans, la vitesse d'accumulation de tous les nutriments continue à diminuer, sur les deux sites, jusqu'à la fin du cycle de plantation.

Au sein du dispositif expérimental principal, la dynamique d'accumulation des éléments minéraux dans le peuplement, entre 0 et 36 mois après la plantation, suit une courbe exponentielle. A l'âge de 36 mois, l'accumulation de N, P, K, Ca et Mg varie de 168 à 237 kg ha⁻¹, 17 à 26 kg ha⁻¹, 66 à 133 kg ha⁻¹, 91 à 139 kg ha⁻¹ et 31 à 45 kg ha⁻¹ respectivement à la SAPH et de 42 à 101 kg N ha⁻¹, 3 à 9 kg P ha⁻¹, 21-83 kg K ha⁻¹, 25-65 kg Ca ha⁻¹ et 12-27 kg Mg ha⁻¹ à la SOGB. Lors de la période 24-36 mois, le prélèvement annuel total d'élément minéraux atteint jusqu'à 177 kg N ha⁻¹, 19 kg P ha⁻¹, 85 kg K ha⁻¹, 121 kg Mg ha⁻¹ et 35 kg Mg ha⁻¹ à la SAPH et jusqu'à 78 kg N ha⁻¹, 6 kg P ha⁻¹, 67 kg K ha⁻¹, 63 kg Ca ha⁻¹ et enfin 21 kg Mg ha⁻¹ à la SOGB. La restitution de résidus d'abattage dans les traitements R2F0, R2F1 et R3F0 augmente significativement ce flux pour tous les éléments minéraux comparé au traitement sans restitution (R0F0). A la SOGB uniquement, l'apport d'engrais combiné aux résidus d'abattage (traitement R2F1) a un effet significatif sur le prélèvement comparé au traitement sans fertilisation (R2F0).

La plante de couverture est un compartiment majeur de l'agroécosystème lors des 3 premières années après la plantation. Du fait d'un renouvellement rapide de la biomasse, les faibles stocks ne montrent pas cette importance, à l'inverse des flux de prélèvements qui sont un bon indicateur. Ces derniers, supérieurs à ceux des hêvéas, représentent à la période 24-36 mois jusqu'à 204 kg ha⁻¹ pour le N, 19 kg ha⁻¹ pour le P, 174 kg ha⁻¹ pour le K, 67 kg ha⁻¹ pour le Ca et 26 kg ha⁻¹ pour le Mg à la SAPH et jusqu'à 427 kg ha⁻¹ de N, 27 kg ha⁻¹ de P, 295 kg ha⁻¹ de K, 107 kg ha⁻¹ de Ca et 41 kg ha⁻¹ de Mg à la SOGB. L'effet des résidus d'abattage et de la fertilisation sur ce flux n'est pas significatif dans la majorité des cas.

La minéralisation nette de l'azote est très élevée dans tous les traitements lors des 3 premières années après la plantation, quel que soit le traitement. Elle varie de 193 à 461 kg ha⁻¹ an⁻¹ à la SAPH et de 212 à 604 kg ha⁻¹ an⁻¹ à la SOGB, tous traitements et périodes confondus. La restitution de résidus d'abattage a un effet positif et significatif sur ce flux. A la SOGB uniquement, la restitution double de résidus d'abattage (traitement R3F0) a un effet significatif sur ce flux comparé à une restitution simple (R2F0).

Les retours au sol par les chutes de litières d'hêvéas constituent un flux faible dans l'agroécosystème par rapport aux prélèvements, même après une forte augmentation à la période 24-36 mois comparée à la période précédente, en relation avec le développement de la canopée. Durant la période 24-36 mois, les retours de N, P, K, Ca et Mg à la SAPH varient respectivement de 14.9-24.1 kg ha⁻¹ an⁻¹, 0.7-1.2 kg ha⁻¹ an⁻¹, 1.5-4.5 kg ha⁻¹ an⁻¹, 19.5-30.7 kg ha⁻¹ an⁻¹ et 4.1-6.2 kg ha⁻¹ an⁻¹. A la SOGB, ils varient de 4.2-18.1 kg N ha⁻¹ an⁻¹, 0.2-0.9 kg P ha⁻¹ an⁻¹, 1.0-5.9 kg K ha⁻¹ an⁻¹, 4.3-21.1 kg Ca ha⁻¹ an⁻¹ et 1.1-4.8 kg Mg ha⁻¹ an⁻¹.

A l'inverse, les retours au sol par la plante de couverture constituent un flux d'éléments majeurs les 3 premières années après plantation. Ils varient de 85 à 489 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le N ; 4 à 36 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le P ; 16 à 303 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le K ; 32 à 301 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le Ca et 12 à 88 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le Mg, tous sites, traitements et périodes confondus. Les retours au sol, par la plante de couverture ou l'hévéa, sont significativement plus élevés dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage sur les 2 sites. A la SOGB uniquement, la restitution double de résidus d'abattage (traitement R3F0) a un effet significatif sur ce flux pour certains éléments comparé à une restitution simple (R2F0).

La résorption foliaire est un flux d'éléments mineur à 12-24 mois (<1.1 kg ha⁻¹ an⁻¹ tous site, traitement et élément confondus). Elle s'intensifie largement durant la période suivante pour atteindre jusqu'à 17.1 kg⁻¹ ha⁻¹ pour le N, 0.7 kg⁻¹ ha⁻¹ pour le P et 3.2 kg⁻¹ ha⁻¹ pour le K à la SAPH et jusqu'à 11.9 kg N ha⁻¹, 0.3 kg P ha⁻¹ et 8.0 kg K ha⁻¹ à la SOGB, des ordres de grandeur proches des flux de retour au sol par les chutes de litières d'hêvéas. Nos résultats suggèrent que les besoins nutritionnels d'un jeune peuplement, au moins jusqu'à l'âge de 36 mois, dépendraient donc plutôt des prélèvements directs au sol. La résorption foliaire n'est pas influencée par la gestion des résidus d'abattage et de la fertilisation, sur les 2 sites.

3.3. Cycle géochimique

Les flux du cycle géochimique évalués dans cette étude ont été (1) les pertes par drainage ; (2) les pertes par érosion ; (3) la fixation symbiotique par *Pueraria phaseoloides* ; (4) les apports atmosphériques et (5) les apports d'engrais et de dolomie.

Ces flux ont été mesurés pendant les 3 premières années après la plantation, dans les traitements R0F0 (aucune restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F0 (restitution complète de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F1 (restitution complète de résidus d'abattage, fertilisation) et R3F0 (double restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation, soit R2F0x2). Les pertes par drainage ont été évaluées à la SAPH uniquement de par la texture sableuse de ce site, propice aux drainages, et à la lourdeur de l'instrumentation nécessaire pour ce suivi. Le taux de fixation d'azote symbiotique n'a été évalué qu'à la SAPH. Les pertes par érosion ont été évaluées à la SOGB uniquement, ce site étant caractérisé par des fortes pentes (10-20°), alors que la topographie à la SAPH est plane (pentes < 5°). Les apports atmosphériques et les apports d'engrais ont été quantifiés sur les 2 sites séparément.

3.3.1. Pertes par drainage

Les flux d'eau à 0, 15, 50, 100, 200 et 400 cm de profondeur ont été estimés à l'aide d'un modèle mécaniste, HYDRUS-1D, dans le traitement R2F1 aux positions P1 (ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (milieu de l'interligne) séparément, de 0 à 36 mois après la plantation, à la SAPH. Les flux d'éléments drainés dans les différentes couches de sol des traitements R0F0, R2F0 et R2F1 ont été obtenus en multipliant les flux d'eau estimés par le modèle dans le traitement R2F1 avec les concentrations en éléments minéraux dans la solution du sol issus du dispositif lysimétrique installé dans ces 3 traitements, aux 3 positions. Les concentrations d'éléments minéraux dans la solution du sol du traitement R2F0 ont été appliquées au traitement R3F0, non équipé par un dispositif lysimétrique. Les flux d'éléments exprimés en $\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ ont été pondérés en prenant en compte la surface relative de chacune des 3 positions.

3.3.1.1. Flux d'eau

Les paramètres hydrauliques utilisés pour la modélisation des flux d'eau sont disponibles en Annexe 14. La correspondance entre les humidités prédites par le modèle et celles mesurées avec les sondes TDR sur une période d'environ 3 ans est acceptable, permettant de valider la capacité du modèle à bien retranscrire les transferts d'eau dans le sol (Annexe 15).

En moyenne sur les 3 périodes de suivi, 50 % de la précipitation est drainée au-delà de 400 cm de profondeur en P1, contre 67 et 68 % en P2 et P3 respectivement (Tableau 13). Les flux d'eau aux positions P2, à 1.3 m de la ligne de plantation et P3, au milieu de l'interligne sont comparables (Figure 29). Le drainage profond y varie de 1295 à 1519 mm an⁻¹ sur les 3 périodes de suivi avec une faible variation entre périodes. Sur la ligne de plantation, à la position P1, le drainage profond varie plus fortement d'une période à l'autre. Le drainage profond plus faible aux périodes 12-24 et 24-36 mois (de 857 et 947 mm an⁻¹ respectivement) en comparaison de la période 0-12 mois (1271 mm an⁻¹) est cohérent avec le prélèvement d'eau croissant de l'hévéa avec l'âge et la colonisation progressive des racines fines dans les horizons profonds à ces périodes.

Bien que la dynamique temporelle de l'humidité du sol soit en général bien simulée par le modèle, les faibles humidités en saisons sèches à 200 et 400 cm de profondeur aux 3 positions sont peu retranscrites. Plusieurs explications plausibles peuvent être avancées : (1) bien que le profil racinaire implémenté dans HYDRUS-1D rende compte de la présence de racines dans les horizons profonds, la proportion de prélèvement réalisée dans ces horizons est toujours très faible ; (2) un changement de texture est observé en profondeur, avec une augmentation des fractions fines dans les horizons profonds (10 % d'argile à 0-10 cm contre 23 % à 100-200 cm de profondeur) ; (3) enfin, la méthode inverse utilisée avec le modèle HYDRUS-1D a pu conduire à une évaluation peu précise des paramètres hydrauliques (δ_R , δ_S , α et n) en profondeur. Il est donc possible que les flux d'eau simulés par le modèle en bas de profil de sol (400cm) soient légèrement supérieurs au drainage réel *in situ*. Cependant, les drainages profonds plus faibles sur la ligne de plantation (position P1) comparés à l'interligne (positions P2 et P3) sur les 3 périodes de suivi suggère que le modèle intègre en partie un prélèvement d'eau en profondeur lié au développement racinaire des hévéas, plus important sur la ligne de plantation (Tableau 13). Nos observations, 36 mois après la plantation, montraient d'ailleurs la présence de racines jusqu'à au moins 400 cm de profondeur (cf. carte d'impacts racinaires en Annexe 16). A l'inverse, le prélèvement d'eau aux positions P2 et P3 est plus superficiel, les racines de la légumineuse semée à ces positions n'ayant pas les mêmes capacités de prospection verticale (entre 145 et 200 cm de profondeur au maximum selon Clermont-Dauphin et al., 2018; Tian et al., 2001).

Tableau 13 : Bilan hydrique estimé par le modèle HYDRUS-1D sur la période 0-36 mois aux positions P1 (ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (milieu de l'interligne) dans le traitement R2F1 à la SAPH. Entre parenthèse, les pourcentages correspondant à la part de l'évaporation, la transpiration et le drainage profond dans les précipitations totales.

Paramètres du bilan hydrique (mm)	Position dans la parcelle		
	P1	P2	P3
Précipitation	6239	6239	6239
Évaporation	770 (12 %)	750 (12 %)	635 (10 %)
Transpiration*	2400 (38 %)	1340 (21 %)	1380 (22 %)
Drainage profond	2930 (50 %)	3950 (67 %)	4100 (68 %)

*Par l'hévéa et la plante de couverture.

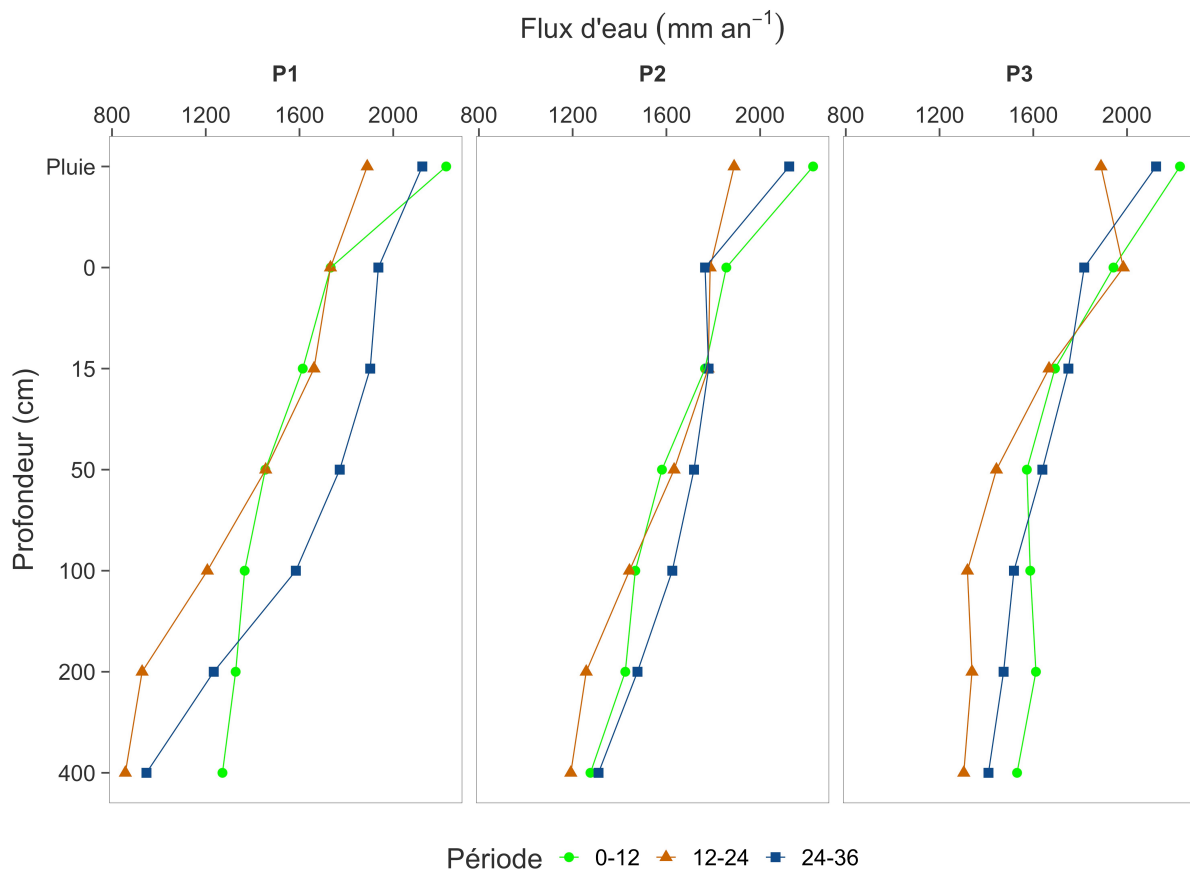


Figure 29 : Pluviométrie mesurée et flux d'eau estimés par le modèle HYDRUS-1D à différentes profondeurs (0, 15, 50, 100, 200 et 400 cm) par le modèle HYDRUS-1D aux positions P1 (ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (milieu de l'interligne) aux périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois, dans le traitement R2F1 à la SAPH.

3.3.1.2. Concentrations en éléments dans la solution du sol

Dans la solution du sol, le nitrate, l'ion chlorure et l'ion sulfate constituent les anions dominants ; ils représentent respectivement 63 %, 17 % et 12 % de la part des anions dans la balance anionique, tous traitements et profondeurs confondus (Figure 30). Le nitrate reste l'ion majoritaire du système, quels que soient le traitement et la profondeur. Ceci s'explique par une dynamique de minéralisation de l'azote très rapide, attestée par nos mesures *in situ*. Les cations Ca^{2+} , K^+ , Al^{3+} , Mg^{2+} et H^+ sont dominants dans la solution du sol et représentent plus de 99 % de la part des cations dans la balance cationique, tous traitements et profondeurs confondus. La répartition comparable des ions dans la balance ionique entre le traitement R0F0, R2F0 et R2F1 suggère un fonctionnement biogéochimique proche. Cependant, des différences marquées entre traitements sont observées au niveau des valeurs absolues, i.e., les concentrations en éléments minéraux.

Les concentrations en éléments dans les eaux gravitaires augmentent rapidement dès leur entrée dans le sol. On observe une forte augmentation des concentrations de 0 à 50 voire jusqu'à 100 cm de profondeur, puis une diminution de 200 à 400 cm (Figure 31). Jusqu'à 200 cm de profondeur, les concentrations en éléments sont globalement plus élevées dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0 et R2F1) comparé au traitement sans restitution (R0F0), avec des différences significatives ($P < 0.05$). Puis, dans l'horizon le plus profond, à 400 cm, les concentrations en éléments minéraux diminuent dans tous les traitements pour atteindre un ordre de grandeur similaire, indépendamment de la restitution de résidus d'abattage et/ou la fertilisation apportées ($P > 0.05$). La forte diminution des concentrations de 200 à 400 cm de profondeur dans les traitements R2F0 et R2F1, non visible dans le traitement R0F0, suggère un prélèvement plus important par le peuplement dans ces traitements et/ou une rétention sur les capacités d'échange cationique et anionique du sol. Les prélèvements d'éléments minéraux par le peuplement supérieurs dans les traitements R2F0 et R2F1 comparé à ceux du traitement R0F0 corroborent ce résultat. L'apport d'engrais dans le traitement R2F1 n'entraîne pas des concentrations plus fortes en profondeur (200 cm et plus) comparé au traitement R2F0 ($P > 0.05$), toutes périodes confondues.

L'évolution des concentrations sur les 3 périodes est plutôt stable pour un traitement donné, hormis la présence de deux pics de concentration visibles sur les profils. Le premier, lors de la période 0-12 mois, est un pic de nitrate présent dans tous les traitements à 200 cm de profondeur (Figure 31). Ce pic semble indiquer le drainage de cet élément suite à la forte minéralisation de l'azote lié à l'abattage du vieux peuplement 8 mois plus tôt, visible dans tous les traitements. Il n'apparaît pas plus en profondeur (400 cm) au cours des périodes suivantes, attestant soit d'un prélèvement racinaire, soit d'un drainage lent entre 200 et 400 cm de profondeur. Le deuxième pic concerne le K^+ et le NO_3^- visible à 15 cm de profondeur à la

période 24-36 mois dans le traitement R2F1, correspondant à l'effet de l'apport d'engrais. Les apports d'engrais n'apparaissent pas sur le profil aux 2 premières périodes, probablement à cause d'une absorption rapide par les racines, avant un prélèvement possible par les bougies poreuses.

Le NO_3^- et le Cl^- , éléments mobiles car peu retenus sur la phase solide dans ce type de sol, sont accompagnés majoritairement par l' Al^{3+} , le Ca^{2+} (pour le NO_3^-) et le K^+ (pour le Cl^-) dans leur transfert dans le profil de sol (en complément, cf. l'évolution temporelle de ces éléments en Annexe 17 et 18).

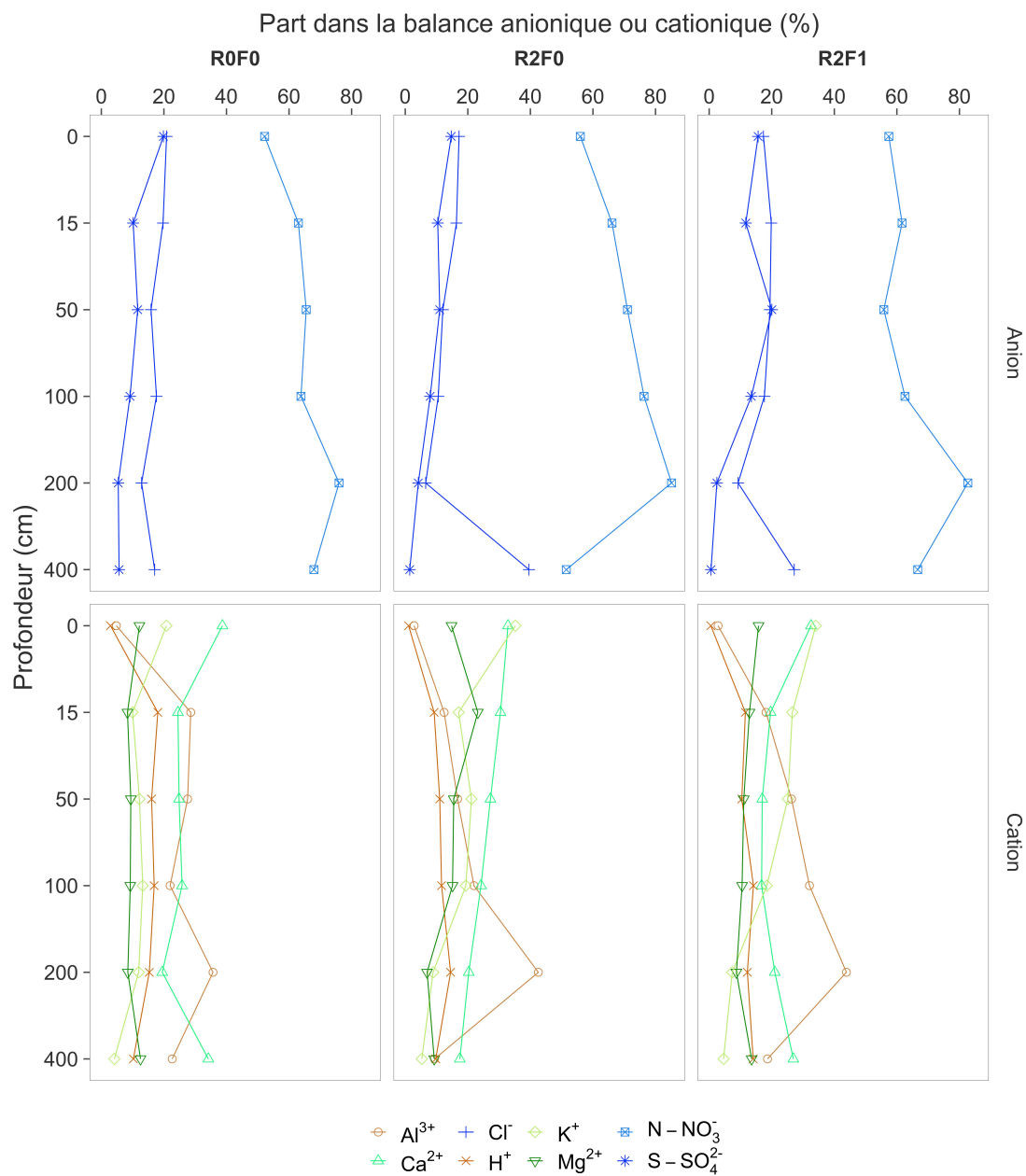


Figure 30 : Part des anions et cations inorganiques (%) de la solution du sol dans la balance ionique à 0, 15, 50, 100, 200 et 400 cm de profondeur dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1 à la SAPH sur l'ensemble du suivi (de 2 à 36 mois après la plantation).

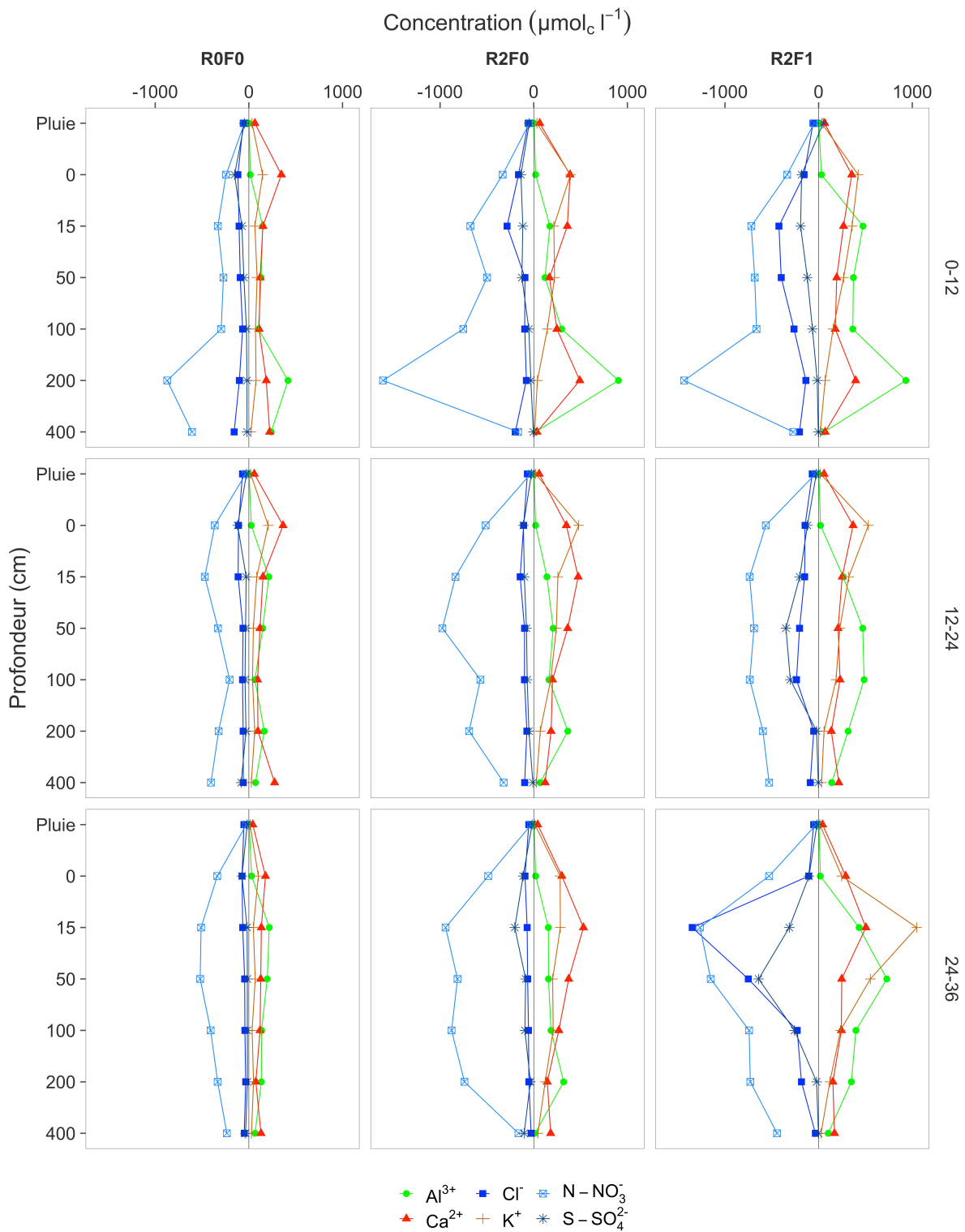


Figure 31 : Concentration moyenne ($\mu\text{mol}_c \text{l}^{-1}$) des 3 anions et 3 cations dominants dans la solution à 0, 15, 50, 100, 200 et 400 cm de profondeur et dans la pluie, dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1 lors des périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH ($n = 3$ à 0, 15, 50 et 100 cm et $n = 1$ à 200 et 400 cm de profondeur et pour la pluie).

3.3.1.3. Flux d'éléments en solution et drainage profond

Les flux d'éléments sont cohérents avec l'évolution des concentrations dans le profil de sol (Figure 32). On observe une forte augmentation des flux dès l'entrée dans le sol, flux qui augmentent généralement jusqu'à 50 cm de profondeur pour diminuer progressivement et atteindre leur minimum à 400 cm. Les flux d'eau diminuent au fur et à mesure de leur transfert dans le profil de sol. Ils ont ainsi un effet tampon dans les variations de flux d'éléments observés dans le profil. Il en résulte des variations de flux d'éléments, entre les valeurs élevées à 0-50 cm de profondeur et les valeurs faibles à la base du profil, moins fortes que celles observées pour les concentrations en éléments. Pour la même raison, les flux d'éléments sont plus élevés de 0 à 100-200 cm de profondeur dans les traitements R2F0 et R2F1 comparé au traitement R0F0, par un effet concentration, mais les différences entre traitements se réduisent beaucoup dans les 2 horizons profonds en raison du faible flux d'eau qui tamponne les variations.

Les flux d'éléments de 0 à 200 cm de profondeur sont plus importants en cas de restitution de résidus d'abattage, tous éléments et périodes confondus. Cependant, la fertilisation n'augmente pas ces flux, sauf sur la période 24-36 à 15 et 50 cm de profondeur où un pic de K^+ et Cl^- , liées à un pic de concentrations de ces 2 ions après l'apport d'engrais, est visible. Dans le traitement R0F0, sans restitution de résidus d'abattage, les flux de NO_3^- à 100 cm de profondeur varient de 49 à 86 $kg\ ha^{-1}\ an^{-1}$ sur les 3 périodes ; ils sont deux fois plus élevés (121-193 $kg\ ha^{-1}\ an^{-1}$) dans les traitements avec restitution. Les flux de K^+ à cette profondeur, sur les 3 périodes, varient de 20-22 $kg\ ha^{-1}\ an^{-1}$ dans le traitement R0F0 contre 85 à 149 $kg\ ha^{-1}\ an^{-1}$ dans les 2 traitements avec restitution (i.e., augmentation d'un facteur 4 à 7 par rapport au traitement R0F0).

Ces ordres de grandeurs de flux, quels que soient la profondeur, le traitement et l'élément, sont très élevés par rapport aux données de la littérature en hévéaculture ou dans d'autres cultures pérennes tropicales. Le flux de NH_4^+ et de K^+ dans une plantation d'hévéas de 15 ans en Indonésie à 150 cm de profondeur est estimé à 2 $kg\ ha^{-1}\ an^{-1}$ et 4 $kg\ ha^{-1}\ an^{-1}$ respectivement (Kurniawan et al., 2018) ; et varie 2 à ~13 $kg\ N\ ha^{-1}\ an^{-1}$ et de 1 à 2 $kg\ K\ ha^{-1}\ an^{-1}$ à 100 cm de profondeur au cours d'un cycle de plantation d'eucalyptus au Congo (Mareschal et al., 2013). Ces flux peuvent augmenter avec des pratiques de fertilisation plus intensives. Dans le cas d'une plantation d'eucalyptus au Brésil fortement fertilisée (avec 80 et 105 $kg\ ha^{-1}\ an^{-1}$ de N et K respectivement), les flux de N et K à 100 cm de profondeur atteignent 8 $kg\ N\ ha^{-1}\ an^{-1}$ et 34 $kg\ K\ ha^{-1}\ an^{-1}$ la première année de plantation (Silva et al., 2013).

Les flux élevés d'éléments dans notre étude s'expliquent d'une part par des flux d'eau plus importants dans notre système par rapport aux références citées, imputables à un prélèvement plus faible par le peuplement en relation avec l'âge précoce de la plantation dans notre étude

et/ou à une pluviométrie plus forte dans notre étude. D'autre part, les concentrations en éléments dans la solution du sol sont plus importantes dans notre système par rapport aux références citées, en lien avec (1) la présence d'une légumineuse qui implique des flux d'éléments minéraux importants (retours au sol et fixation symbiotique de N) et (2) la quantité importante d'éléments minéraux libérés par les résidus d'abattage pour les traitements R2F0 et R2F1 spécifiquement.

Les pertes à 400 cm de profondeur varient de 40 à 96 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour N (N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺), de 5 à 15 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour K, de 10 à 76 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour Ca et de 3 à 15 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour Mg, tous traitements et périodes confondus (Figure 33). Les pertes de P sont négligeables (< 0.1 kg ha⁻¹ an⁻¹). Malgré cette variabilité, les pertes d'éléments ne montrent aucune différence significative entre traitements sur l'ensemble des périodes de suivi et d'une période à l'autre pour un traitement donné ($P > 0.05$), pour tous les éléments. L'absence de différence significative peut s'expliquer par le faible nombre de répétitions de bougies poreuses installées à 400 cm de profondeur ($n = 1$).

Les éléments drainés à 400 cm de profondeur ne sont pas nécessairement perdus en totalité du système. Des études sur des sols profonds et sableux ont montré que les racines d'eucalyptus en fin de cycle (~7 ans) pouvaient prospecter jusqu'à 17 m de profondeur (Germon et al., 2019). Cependant, la densité des racines fines diminue drastiquement avec la profondeur (~1.2 g m⁻² à 0-20 cm contre moins de 0.05 g m⁻² à 1700-1800 cm de profondeur d'après la même étude), ce qui laisse à penser que le rôle des racines profondes dans le prélèvement des éléments minéraux est quantitativement faible.

Flux d'éléments minéraux (kg ha^{-1})



Figure 32 : Flux annuels des 3 cations et 3 anions dominants ($\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dans la pluie et à 0, 15, 50, 100, 200 et 400 cm de profondeur sur les périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1 à la SAPH ($n = 3$ à 0, 15, 50 et 100 cm et $n = 1$ à 200 et 400 cm de profondeur et pour la pluie).

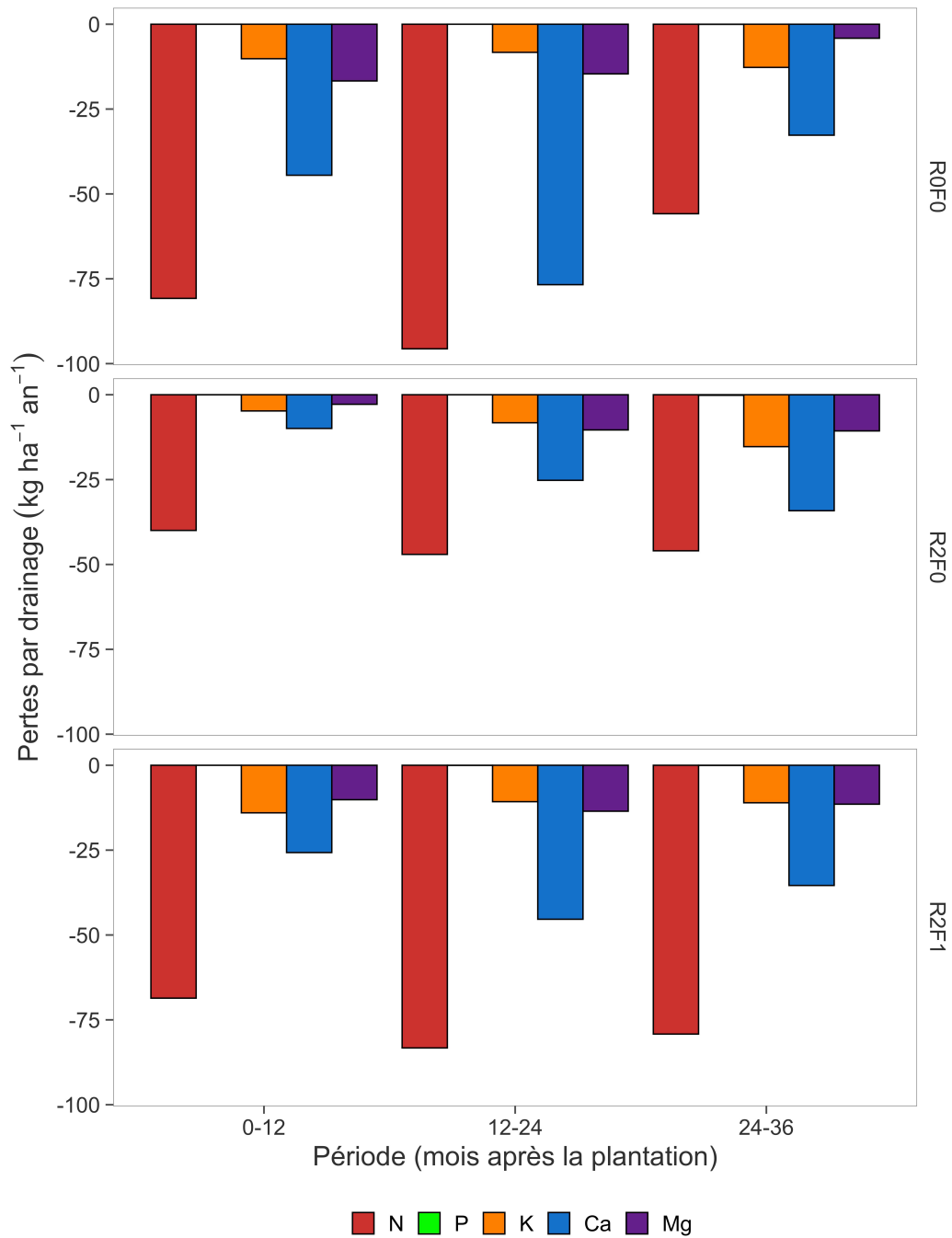


Figure 33 : Pertes annuelles (kg ha⁻¹ an⁻¹) de N (nitrate et ammonium), P, K, Ca et Mg par drainage à 400 cm de profondeur dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1 à la SAPH sur les périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois (n = 1). Les valeurs sont négatives pour relater le flux sortant du sol.

3.3.2. Pertes par érosion

Le suivi du ruissellement et du détachement de sol a été réalisé à la SOGB uniquement. Il a débuté en janvier 2019 pour les placettes positionnées dans l'interligne des traitements R0F0, R2F0 et R3F0 et en mai 2019 pour les placettes positionnées sur la ligne (traitement Ligne). Les données antérieures ont été estimées à partir d'un modèle détaillé en Annexe 9 pour obtenir une chronologie complète, de la plantation jusqu'à l'âge de 36 mois.

3.3.2.1. Ruissellement et détachement de sol

Le ruissellement est fortement réduit par la présence d'une plante de couverture, combinée ou non à des résidus d'abattage par rapport à un sol nu (Figure 34a). La restitution d'une plus ou moins grande quantité de résidus d'abattage (R2F0 vs R3F0) aboutit à des ruissellements annuels comparables (38 et 35 mm de ruissellement cumulés sur les 3 ans pour le R2F0 et R3F0 respectivement). Le ruissellement annuel varie de 643 à 846 mm an⁻¹ sur la Ligne, 59 à 194 mm an⁻¹ dans la situation R0F0 et de 6 à 21 mm an⁻¹ dans les situations R20 et R3F0, au cours des 3 périodes de suivi. La réduction du ruissellement suite à l'ajout d'une plante de couverture (R0F0) comparé à un sol nu (situation Ligne) est au minimum d'un facteur 4 et au minimum d'un facteur 9 lorsque des résidus d'abattage sont associés à une plante de couverture (R2F0 et R3F0) en comparaison à une plante de couverture seule (R0F0). Pour un traitement donné, le ruissellement est plutôt comparable d'une période à l'autre avec une pluviométrie stable sur les 3 périodes de suivi. Le coefficient de ruissellement (i.e., le ratio entre ruissellement et pluviométrie) moyen sur l'ensemble du suivi est de 41 % pour la position Ligne, 6 % pour le R0F0 et moins de 1 % pour les traitements R2F0 et R3F0. Nos résultats dans le traitement R0F0 sont très proches de ceux obtenus dans une parcelle d'hévéas immatures de 4 ans avec une interculture de maïs dans l'interligne, avec un coefficient de ruissellement moyen de ~8 % sur 2 ans (Neyret et al., 2020).

Les pertes par détachement de sol sont drastiquement réduites par la plante de couverture associée ou non à des résidus d'abattage (Figure 34b). La restitution d'une plus ou moins grande quantité de résidus d'abattage (R2F0 vs R3F0) aboutit à des pertes de sol annuelles comparables. Dans la situation Ligne, les pertes de sol annuelles s'élèvent de 1436 à 4116 g m⁻² an⁻¹ ; 36-195 g m⁻² an⁻¹ dans le traitement R0F0 (réduction d'un facteur 30 au minimum par rapport au traitement Ligne) et 1-9 g m⁻² an⁻¹ dans les traitements R2F0 et R3F0 (réduction d'un facteur 22 au minimum par rapport au R0F0). Le détachement de sol du traitement R0F0 est cohérent comparé à celui de la plantation d'hévéas de 4 ans de l'étude citée précédemment, dans laquelle les détachement variaient de 107 à 466 g m⁻² an⁻¹ sur 2 ans d'étude (Neyret et al., 2020). Dans une plantation d'hévéas de 12 ans, les détachements de

50 g m⁻² an⁻¹ et de 425 g m⁻² an⁻¹ dans des parcelles sans et avec application d'herbicide respectivement ont été reportés (Liu et al., 2016a).

On observe une forte baisse des pertes de sol de la période 12-24 mois à la période 24-36 mois. Ce phénomène pourrait s'expliquer par l'augmentation de chutes de litières des hévéas, qui agissent comme une protection physique contre le détachement des particules de sol, sur ligne de plantation en particulier, comme démontré par Liu et al. (2017). Dans cette étude menée sur 6 mois dans une plantation de ~20 ans, les auteurs reportent un détachement de sol 2.4 fois supérieur et un ruissellement 1.6 fois supérieur dans une parcelle où la litière d'hévéas a été retirée par rapport à une parcelle avec la litière intacte.

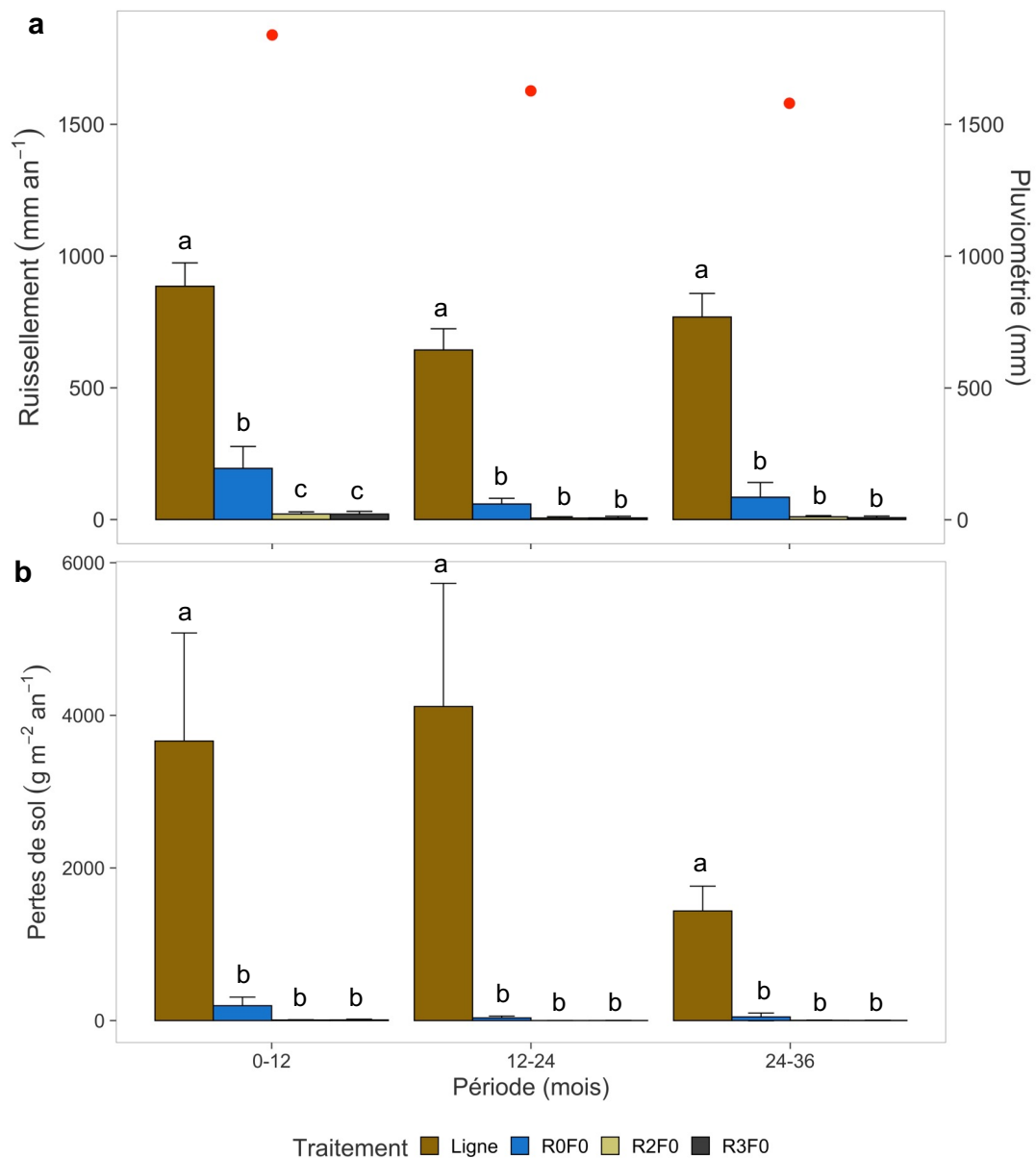


Figure 34 : Ruissellement (a, en mm an⁻¹) et pertes de sol (b, en g m⁻² an⁻¹) dans les collecteurs situés sur la Ligne, ou l'interligne des traitements R0F0, R2F0 et R3F0 sur les périodes 0-12, 12-24 et 24-34 mois à la SOGB (n = 3). La pluviométrie annuelle (mm an⁻¹) est indiquée par les points rouges (a). Les lettres indiquent des différences significatives de ruissellement et pertes de sol entre les traitements à une période donnée.

3.3.2.2. Pertes en éléments minéraux

La restitution de résidus d'abattage dans les traitements R2F0 et R3F0 entraîne une augmentation des concentrations en éléments minéraux dans l'eau de ruissellement et dans le sol détaché par rapport au traitement R0F0 et à la position Ligne. De manière générale, sauf quelques exceptions, les micro-placettes peuvent être classées dans l'ordre décroissant suivant, selon la concentration en éléments dans l'eau de ruissellement et le sol détaché : R3F0 > R2F0 > R0F0 > Ligne (Annexe 19 et 20).

Les concentrations rapportées aux pertes de sol et aux volumes d'eau de ruissellement ont permis d'estimer des pertes d'éléments minéraux, extrapolées à l'hectare et exprimées en $\text{kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Des pondérations, prenant en compte les pertes sur la ligne de plantation (situation Ligne) et les pertes dans l'interligne dans les traitements R0F0, R2F0 et R3F0, ont été appliquées pour évaluer les pertes à l'échelle de la parcelle. Les pertes d'éléments par ruissellement et détachement de sol du traitement R2F0 ont été appliquées au traitement R2F1, pour lequel un pourcentage de pertes d'engrais dues à l'érosion a été ajouté.

La restitution de résidus d'abattage dans les traitements R2F0 et R3F0 permet de réduire significativement les pertes d'éléments par érosion en comparaison à une absence de restitution (R0F0), quels que soient l'élément et la période (Figure 35). Les pertes d'éléments les plus élevées sur les 3 périodes sont observées dans le traitement fertilisé R2F1, suivi du traitement R0F0, R2F0 et R3F0. Les pertes annuelles d'éléments minéraux varient de 9 à 34 kg N ha^{-1} ; 1 à 12 kg P ha^{-1} ; 3 à 27 kg K ha^{-1} ; 3 à 33 kg Ca ha^{-1} et de 1 à 9 kg Mg ha^{-1} tous traitements et périodes confondus. Les pertes d'éléments décroissent de 0-12 à 24-36 mois dans les 3 traitements non fertilisés (R0F0, R2F0 et R3F0), notamment pour le N et le P, en lien avec la baisse des pertes par détachement de sol. Le détachement de sol provoque la grande majorité des pertes par érosion pour le N (de 78 à 83 % des pertes totales en moyenne sur les 3 périodes, tous traitements confondus) et le P (de 98 à 99 % des pertes totales en moyenne sur les 3 périodes, tous traitements confondus). En revanche, les pertes en bases échangeables (K, Ca et Mg) sont minoritaires dans le sol détaché (~15 % des pertes totales en moyenne sur les 3 périodes, tous traitements confondus, pour les 3 éléments).

Très peu d'études portent sur les pertes en éléments minéraux par érosion dans les agroécosystèmes pérennes tropicaux. A notre connaissance, notre étude est la première dans la littérature scientifique décrivant ces pertes dans des plantations d'hévéas. Dans des plantations de café au Costa Rica, les pertes de N dans l'eau de ruissellement s'élevaient à de $0.9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, ce qui est inférieur à nos résultats dans les traitements R2F0 et R3F0, pour lesquels les pertes de N par ruissellement s'élevaient en moyenne à $2.6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur les 3 périodes (données non présentées).

Les pertes d'éléments minéraux par érosion ont été extrapolées en kg ha^{-1} à partir de données de ruissellement et de détachement de sol évalués dans des micro-placettes de 1 m^2

(1x1 m). Cette méthode ne permet pas de figurer les processus complexes d'érosion à l'échelle d'un bassin versant, qui peuvent être mieux appréhendés avec des placettes plus grandes couvrant une surface de sol plus importante. Dans leur étude portant sur l'effet de 5 longueurs de placettes érosion sur le détachement de sol et le ruissellement, Parsons et al. (2006) ont montré que des placettes de 2 m de longueur provoquaient des détachements de sol 1.4 fois supérieur et des coefficients de ruissellement 2.4 fois supérieur par rapport à des placettes de 28 m de long. Cependant, aucune relation significative entre le ruissellement ou le détachement de sol avec la longueur des placettes n'a pu être établie dans cette étude. Dans une étude aux objectifs similaires, comparant 6 longueurs de placettes, des coefficients de ruissellements 1.1 fois supérieur mais des détachements de sol 1.2 fois inférieur ont été reportés avec des placettes érosion de 10 m de longueur par rapport à des placettes de 30 m (Lal, 1997). Les résultats sur l'effet de la longueur de la placette sur le ruissellement sont concordants dans la littérature : une placette de longueur faible surestimerait le ruissellement par rapport à une placette plus grande. On peut ainsi estimer que les micro-placettes de 1 m² dans notre étude aboutissent à des surestimations des pertes de cations basiques, puisque ces éléments sont majoritairement perdus par ruissellement (> 85 % des pertes totales). Pour le N et le P cependant, la majorité des pertes est provoquée par le détachement de sol (78-99 % des pertes totales). Or, les résultats sur l'effet de la longueur de la placette sur le détachement de sol divergent dans la littérature. Il est donc difficile de dire si nos dispositifs conduisent à des surestimations ou des sous-estimations de pertes pour ces 2 éléments. Les valeurs absolues de pertes en éléments minéraux par hectare doivent donc être interprétées avec précaution. Toutefois, bien que l'extrapolation à l'hectare ait pu conduire à ces biais, la comparaison entre les 4 situations reste valide.

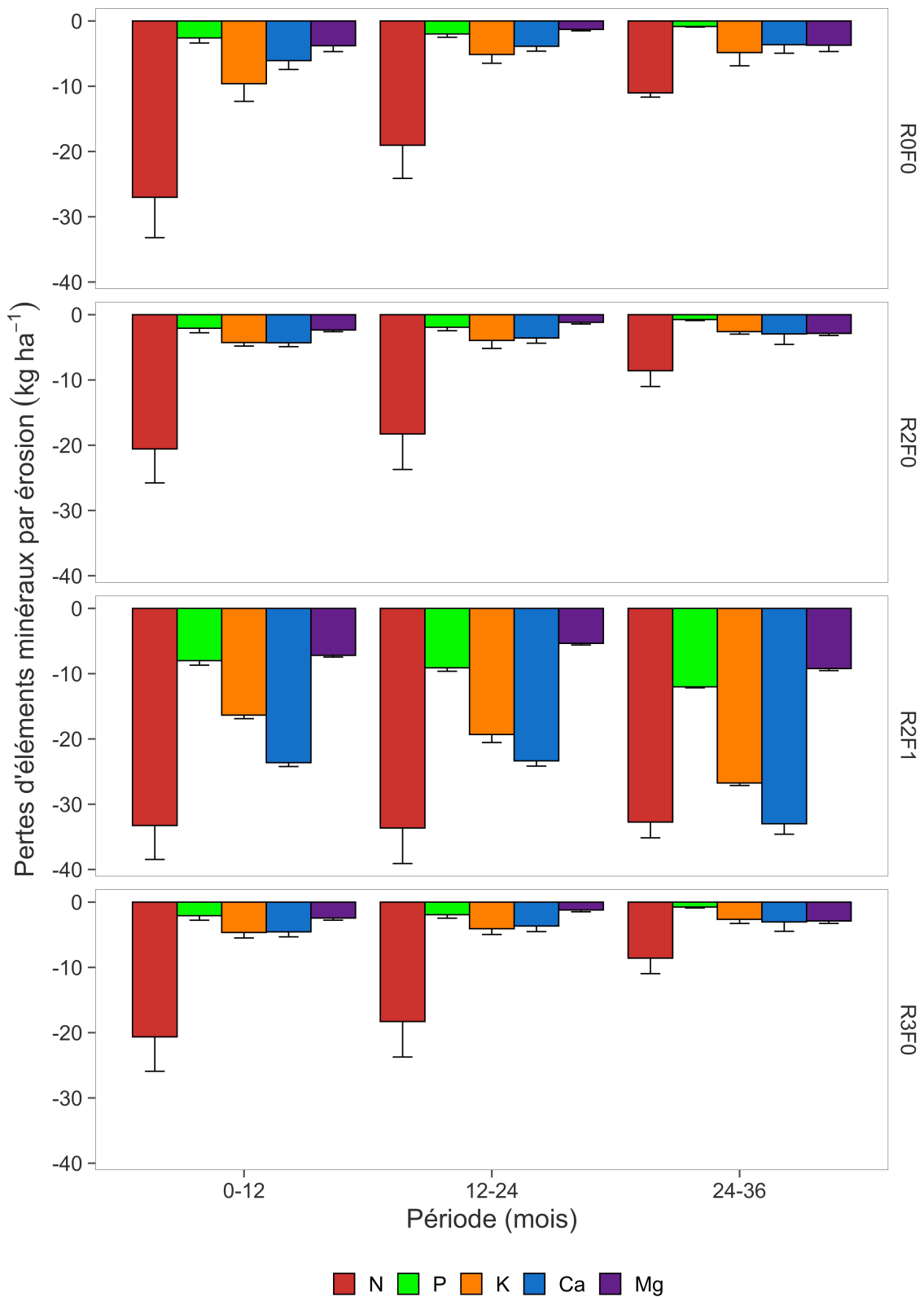


Figure 35 : Pertes d'éléments minéraux par érosion (kg ha⁻¹ an⁻¹), incluant les pertes par l'eau ruissellement et le détachement de sol, à la SOGB sur les périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois. N : N total dans le sol détaché et azote minéral (N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺) dans l'eau de ruissellement ; P : P total dans le sol détaché et l'eau de ruissellement ; K : K échangeable dans le sol détaché et K total dans l'eau de ruissellement ; Ca : Ca échangeable dans le sol détaché et Ca total dans l'eau de ruissellement ; Mg : Mg échangeable dans le sol détaché et Mg total dans l'eau de ruissellement (n = 3). Les valeurs sont négatives pour relater le flux de sortie des éléments minéraux.

3.3.3. Fixation symbiotique de l'azote

Le taux de fixation par la légumineuse *Pueraria phaseoloides*, semée dans l'interligne, a été mesuré par une méthode d'abondance naturelle du ^{15}N aux périodes 0-12 et 12-24 mois à la SAPH. Le taux de fixation à la période 12-24 a été appliqué à la période 24-36 mois et les taux de fixation de la SAPH ont été appliqués à la SOGB.

Sur la période 0-12 mois, le taux de fixation varie de 46 % à 78 % selon les traitements (Tableau 14). En d'autres termes, 46 % à 78 % de l'azote contenu dans la légumineuse provient de la fixation symbiotique du N atmosphérique. Le traitement sans restitution de résidus d'abattage (R0F0) présente le taux le plus élevé mais la différence avec les autres traitements (R2F0, R2F1 et R3F0) n'est pas significative. On observe une diminution significative du taux de fixation à 12-24 mois par rapport à la période précédente, tous traitements confondus ($P < 0.005$). Durant cette période, le taux de fixation varie de 37 % à 60 %. Le taux est significativement plus élevé dans le traitement sans restitution de résidus d'abattage (R0F0) comparé aux 3 autres traitements avec restitution. Ces taux de fixation se situent plutôt dans la tranche basse de ceux trouvés dans la littérature pour l'espèce *Pueraria phaseoloides*, où ils varient de 54 à 93 % avec une moyenne à 80 % \pm 14 % (Cadisch et al., 1989; Vesterager et al., 1995; Gil et al., 1997; Clermont-Dauphin et al., 2016).

La diminution du taux de fixation de 0-12 à 12-24 mois est cohérente avec l'évolution de la fertilité du sol et l'évolution de l'interception lumineuse dans l'interligne. Concernant la fertilité du sol, plus la teneur en N minéral du sol est élevée, plus le taux de fixation diminue (Liu et al., 2011). Or dans nos systèmes, la teneur en N minéral dans le sol est très probablement plus élevée à 12-24 mois qu'à 0-12 mois, comme le suggère la forte minéralisation de l'azote tout au long de la période de suivi. Cette relation négative entre teneur en N minéral dans le sol et taux de fixation peut aussi expliquer le plus fort pourcentage de fixation symbiotique au cours de la période 12-24 mois dans le traitement R0F0 comparé aux 3 traitements avec résidus d'abattage, qui ont bénéficié d'un apport considérable de N par la décomposition des résidus d'abattage. La fermeture progressive de la canopée au cours du temps est un autre facteur pouvant provoquer une diminution du taux de fixation entre les 2 périodes de mesure. Elle entraîne une chute de l'intensité lumineuse au niveau de l'interligne où la plante de couverture est semée, qui limite la capacité des légumineuses à fixer de l'azote atmosphérique (Fujita et al., 1993).

L'apport maximum de N par fixation symbiotique a lieu lors de la période 0-12 mois, avec 235 kg ha⁻¹ an⁻¹ à la SAPH (traitement R0F0) et 196 kg ha⁻¹ an⁻¹ (traitement R2F1) à la SOGB (Figure 36). L'apport de N par fixation diminue avec le temps dans tous les traitements et sur les 2 sites, en relation avec la diminution du taux de fixation et/ou de la diminution de la biomasse de la légumineuse. Au cours de la période 24-36 mois, les apports annuels de N par

fixation symbiotique variant de 52 à 63 kg⁻¹ ha⁻¹ à la SAPH et de 22 à 146 kg ha⁻¹ à la SOGB. Sur ce site, la quantité de N apportée par fixation est significativement plus élevée dans les traitements avec restitution (R2F0, R2F1 et R3F0) comparée au traitement sans restitution (R0F0) à 12-24 et 24-36 mois (test non présenté ici). A l'inverse à la SAPH, l'apport de N dans le traitement R0F0 est significativement plus élevé que dans les traitements avec restitution lors de la période 0-12 mois, mais aucune différence statistique n'est observée sur les périodes suivantes. Nos résultats, pour les périodes et les traitements où la minéralomasse de N dans la légumineuse était la plus forte (i.e., 0-12 mois à la SAPH et 0-12 et 12-24 mois à la SOGB), sont du même ordre de grandeur que ceux reportés dans la littérature, variant de 200 à 300 kg N ha⁻¹ an⁻¹, pour un couvert de *Pueraria phaseoloides* de 1 à 3 ans en plantations d'hévéas immatures (Shorrocks, 1965b; Broughton, 1977; Clermont-Dauphin et al., 2016).

Tableau 14 : Taux de fixation de N₂ (%) de *Pueraria phaseoloides* dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 au cours de la période 0-12 et 12-24 mois à la SAPH (n = 3). Le taux de fixation correspond au pourcentage de N dans la légumineuse provenant de la fixation symbiotique du N atmosphérique. Le taux de fixation de la période 24-36 mois n'a pas été évalué. Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements par période, après un test post-hoc de Tukey avec *P* < 0.05.

Traitement	Période (mois)	Taux de fixation (%)
R0F0	0-12	78 ± 2
R2F0		53 ± 22
R2F1		53 ± 9
R3F0		46 ± 17
R0F0	12-24	60 ± 7 a
R2F0		48 ± 8 b
R2F1		43 ± 12 b
R3F0		37 ± 5 b

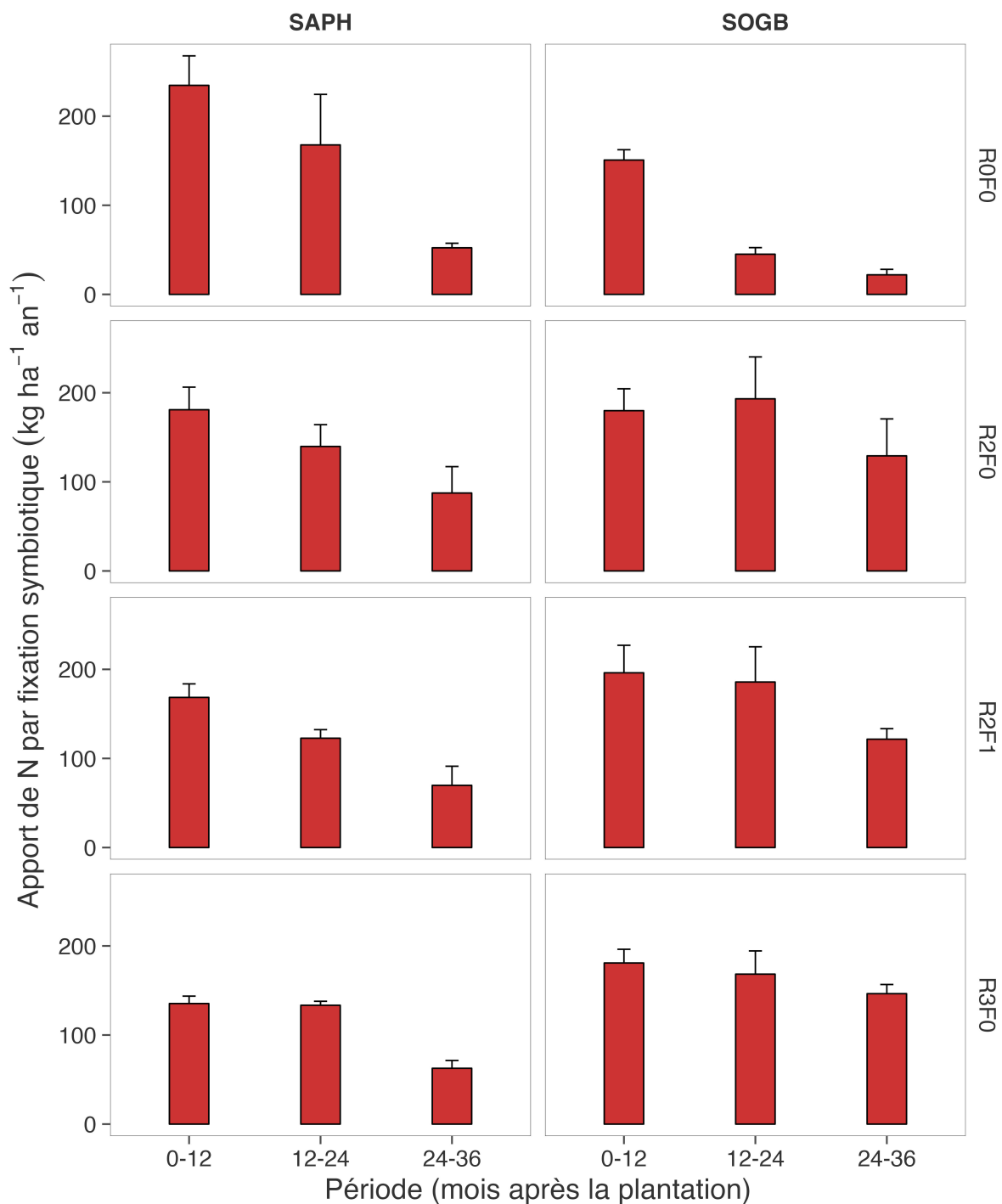


Figure 36 : Apport de N par la fixation symbiotique (kg ha⁻¹ an⁻¹) de *Pueraria phaseoloides* à la SAPH et à la SOGB dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 au cours des périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois (n = 3). Le taux de fixation de la période 12-24 mois a été appliqué à la période 24-36 mois (absence d'évaluation à cette période) pour le calcul de l'apport de N par la fixation symbiotique en kg ha⁻¹. Les taux de fixation de la SAPH ont été appliqués à SOGB pour le calcul de l'apport de N en kg ha⁻¹.

3.3.4. Apports atmosphériques

Les apports atmosphériques ont été collectés dans un pluviomètre à lecture directe situé dans une zone ouverte à proximité de l'expérimentation, quotidiennement en cas d'évènements pluvieux. Au début du cycle de plantation, la canopée est faiblement développée, par conséquent sa capacité à intercepter les dépôts secs (effet « filtre ») est très limitée. La sous-estimation des dépôts secs par la méthode utilisée est probablement faible les premiers mois après plantation.

Les apports atmosphériques annuels sont comparables entre les 2 sites. Ils varient de 5.4 à 20.7 kg N ha⁻¹ an⁻¹ ; de 0.1 à 0.6 kg P ha⁻¹ an⁻¹ ; de 3.2 à 18.7 à kg K ha⁻¹ an⁻¹ ; de 6.1 à 23.5 kg Ca ha⁻¹ an⁻¹ et de 1.3 à 8.8 kg Mg ha⁻¹ an⁻¹ sur les 3 périodes de mesure et les 2 sites (Figure 37). Les apports atmosphériques sont cohérents avec le peu d'informations trouvées dans la littérature, reportant 5-20 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N ; 0.2 kg ha⁻¹ an⁻¹ de P ; 12 kg ha⁻¹ an⁻¹ de K ; 38 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Ca et 3 kg ha⁻¹ an⁻¹ de Mg (Shorrocks, 1965b; Vrignon-Brenas et al., 2019). On observe une diminution des apports atmosphériques avec le temps pour tous les éléments, notamment entre les périodes 0-12 et 12-24 mois, liée à une baisse des précipitations sur les 2 sites, notamment à la SOGB (Figure 38).

Globalement, les apports atmosphériques sont du même ordre de grandeur que les pertes par drainage de P, K et le Mg, tandis que les pertes de N et Ca par drainage profond dépassent les apports atmosphériques de ces éléments.

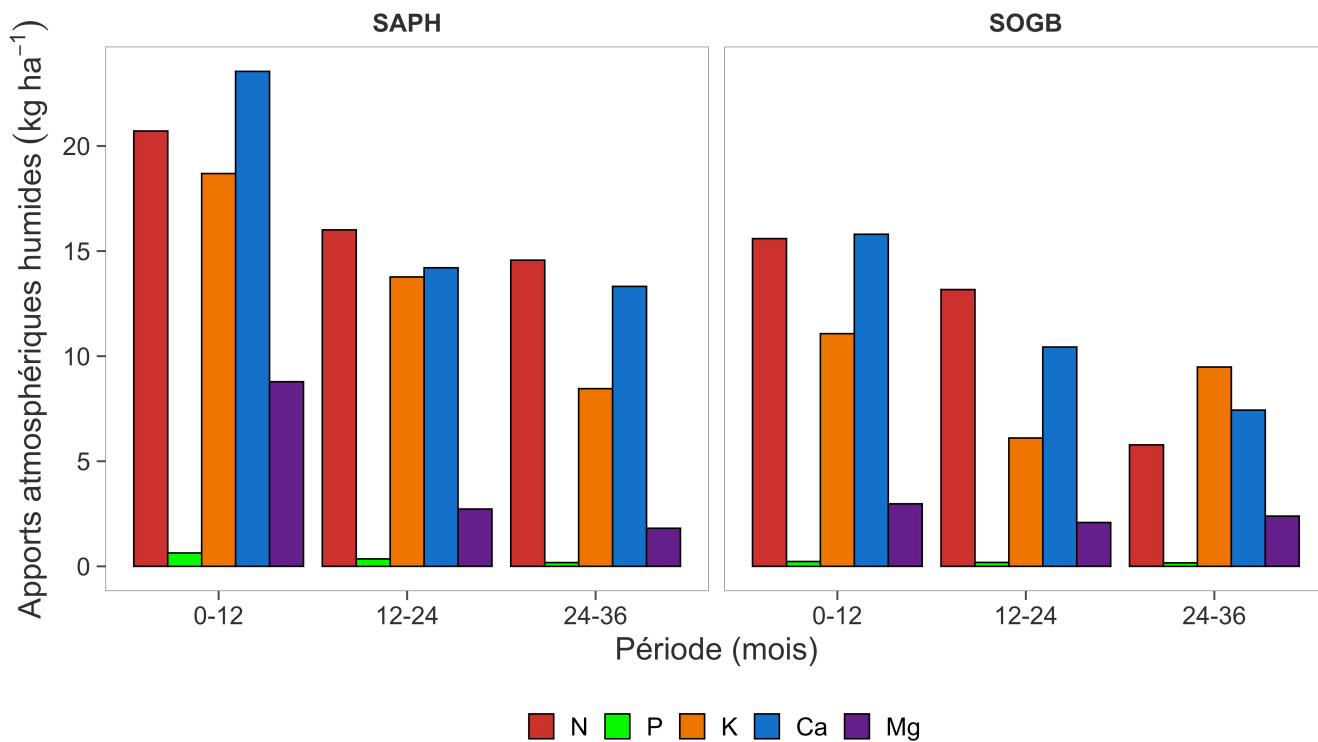


Figure 37 : Apports atmosphériques (kg ha⁻¹ an⁻¹) de N (N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺), P (P-H₂PO₄²⁻), K (K⁺), Ca (Ca²⁺) et Mg (Mg²⁺) à la SAPH et à la SOGB sur les périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois (n = 1).

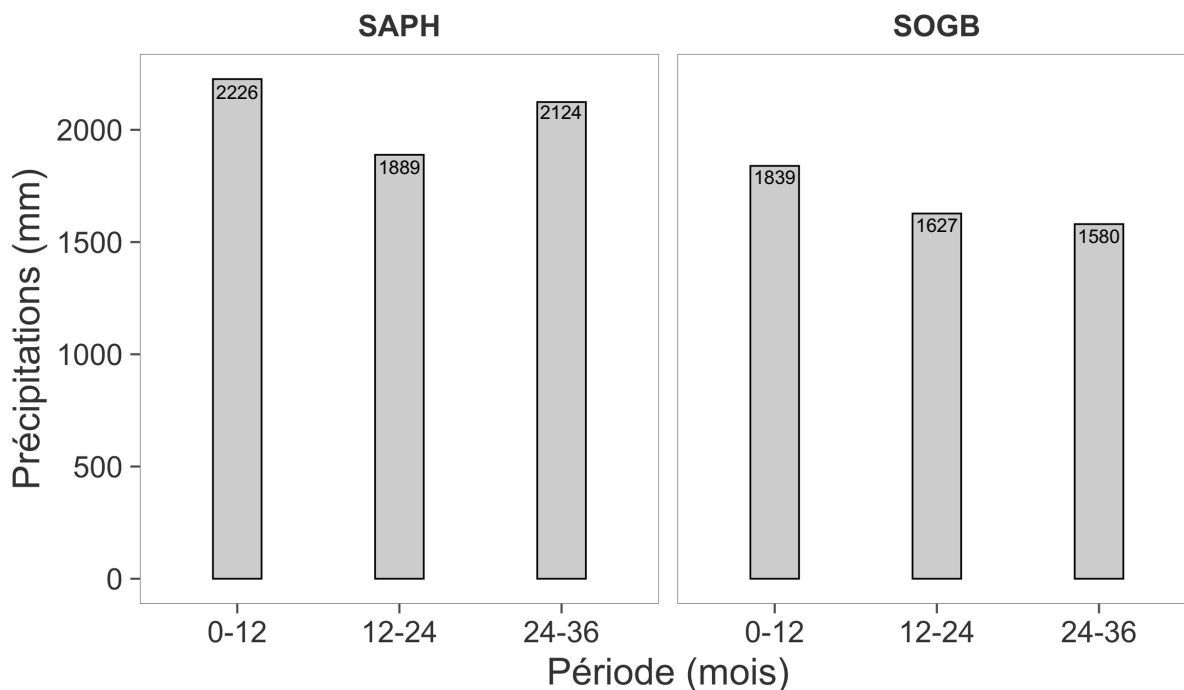


Figure 38 : Précipitations annuelles (mm) sur les périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et à la SOGB.

3.3.5. Apports d'engrais et de dolomie

Un apport d'engrais de fond de N, P, K et Ca a été appliqué dans tous les traitements à la plantation. Il s'agit d'une faible quantité d'éléments, entre 1.5 et 3.8 kg ha⁻¹ de N, P, K ou Ca, pour favoriser le développement des jeunes plants. Les applications suivantes d'engrais et de dolomie concernaient uniquement le traitement fertilisé R2F1. Dans ce traitement, les apports augmentent avec le temps conformément au programme de fertilisation des plantations industrielles. Lors de la dernière période, à 24-36 mois, les apports d'engrais et de dolomie s'élevaient à 58, 27, 58, 49 et 34 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg respectivement à la SAPH et à 52, 24, 52, 42, 63 et 14 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg respectivement à la SOGB (Figure 39). Les fortes différences d'apports de Ca et Mg entre les 2 sites s'expliquent par une formulation différente de dolomie.

Les apports d'engrais en plantations immatures sont très variables dans la bibliographie. Bien que cette variabilité puisse s'expliquer par la variabilité des contextes édaphiques, elle reflète surtout l'absence de méthode standardisée pour le pilotage de la fertilisation pendant cette phase. Les doses apportées dans notre étude se situent plutôt dans la fourchette basse par rapport à une base de 12 références bibliographiques sur le sujet, couvrant des sites d'études très variés en Afrique, Asie et Amérique Latine (Vrignon-Brenas et al., 2019). La seule référence disponible en Côte d'Ivoire rapporte des doses similaires à celles appliquées dans notre étude pour le N et le K (35 et 50 kg ha⁻¹ an⁻¹ respectivement), mais supérieures pour le P (80 à 150 kg ha⁻¹ an⁻¹) (Alle et al., 2014).

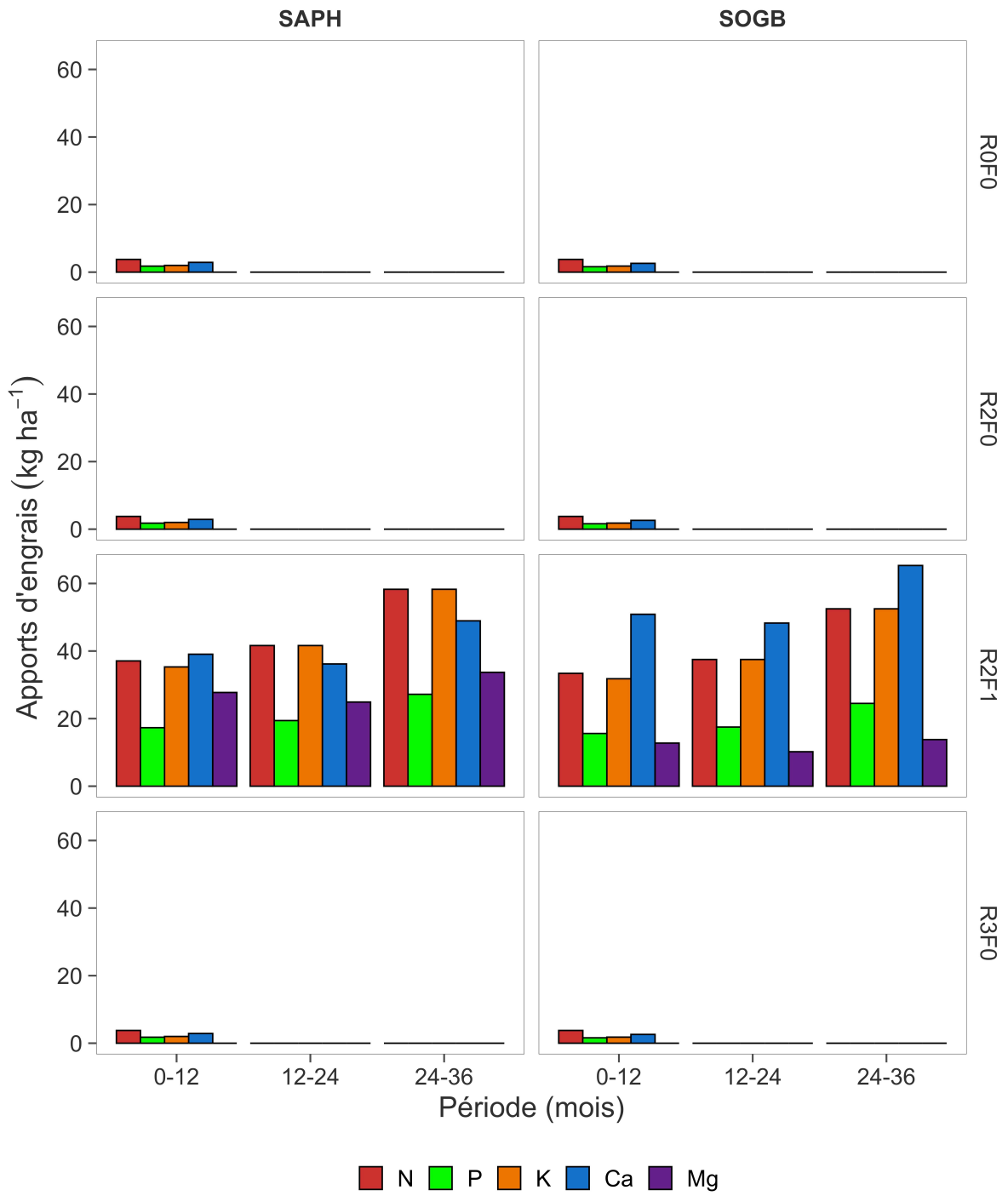


Figure 39 : Apport d'engrais et de dolomie (kg ha⁻¹ an⁻¹) sur la période 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et à la SOGB.

3.3.6. Résumé du cycle géochimique

Les flux du cycle géochimique évalués dans le cadre de cette étude ont été les pertes par drainages, l'érosion, la fixation symbiotique, les apports atmosphériques et les apports d'engrais et de dolomie. Les flux de drainage et le taux de fixation symbiotique ont été mesurés à la SAPH uniquement ; les résultats obtenus pour ces flux ont été appliqués à la SOGB afin de pouvoir établir des bilans sur les 2 sites. Les pertes par érosion ont été quantifiées à la SOGB uniquement ; alors que les apports atmosphériques et les apports d'engrais ont été évalués sur les 2 sites. Les flux ont été mesurés ou estimés lors des 3 premières années après la plantation dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0.

Les flux d'eau drainés à 400 cm de profondeur correspondent à 50-68 % des précipitations annuelles, toutes périodes et positions confondues. Les concentrations en éléments dans les eaux gravitaires augmentent rapidement dès leur entrée dans le sol, jusqu'à 100 cm de profondeur, puis diminuent fortement jusqu'à 400 cm. Les mêmes observations sont faites pour les flux d'éléments en solution. Ces flux sont significativement plus élevés dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0 et R2F1) de 0 à 100 cm de profondeur (voire 200 cm pour certains éléments), comparé au traitement sans restitution (R0F0), sur l'ensemble des périodes de suivi. Les pertes de N, K, Ca et Mg par drainage profond (400 cm de profondeur) constituent un flux élevé dans cette jeune plantation d'hévéas par rapport à des plantations pérennes tropicales. Ils varient sur l'ensemble des périodes de 40 à 96 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour N, de 5 à 15 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour K, de 10 à 76 kg ha⁻¹ an⁻¹ et de 3 à 15 kg ha⁻¹ an⁻¹, tous traitements confondus. Les pertes de P sont négligeables (< 0.1 kg ha⁻¹ an⁻¹).

Le ruissellement varie de 643 à 846 mm an⁻¹, 59 à 194 mm an⁻¹ et de 6 à 21 mm an⁻¹ pour les collecteurs situés sur la Ligne, et dans les traitements R0F0 et R2F0 et R3F0 respectivement, sur les 3 périodes de suivi. Les détachements de sol annuels s'élèvent à 14.4-41.2 t ha⁻¹ an⁻¹ sur la Ligne ; 360-1950 kg ha⁻¹ an⁻¹ dans le traitement R0F0 et 10-90 kg ha⁻¹ an⁻¹ dans les traitements R2F0 et R3F0. Ils diminuent fortement de 12-24 à 24-36 mois, probablement en lien avec l'augmentation des chutes de litières d'hévéas qui protègent le sol des détachements. Les concentrations en éléments dans l'eau de ruissellement et dans le sol détaché sont majoritairement plus élevées dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0 et R3F0) comparé aux 2 autres situations (Ligne et R0F0). Les pertes annuelles d'éléments minéraux par détachement de sol et ruissellement superficiel sont inférieures dans les traitements R2F0 et R3F0 comparés aux traitements R0F0. Elles varient de 9 à 34 kg N ha⁻¹ an⁻¹ ; 1 à 12 kg P ha⁻¹ an⁻¹ ; 3 à 27 kg K ha⁻¹ an⁻¹ ; 3 à 33 kg Ca ha⁻¹ an⁻¹ et de 1 à 9 kg Mg ha⁻¹ an⁻¹ toutes situations et périodes confondues. Les pertes du traitement R2F0 ont été appliquées au traitement R2F1, non équipé de placettes érosion, en y ajoutant des pertes supplémentaires liées à l'apport d'engrais. Les pertes d'éléments décroissent de 0-

12 à 24-36 mois, en particulier pour le N et le P, en lien avec la forte baisse des pertes par détachement de sol sur la ligne de plantation. Les pertes extrapolées en kg ha^{-1} à partir de placettes de 1 m^2 peuvent conduire à des sous-estimations ou des surestimations difficilement quantifiables. Les valeurs absolues doivent donc être interprétées avec précaution, mais les comparaisons entre les différentes situations restent valides.

Les apports de N par fixation symbiotique constituent un flux majeur au sein du jeune peuplement. Ils sont maximaux lors de la période 0-12 mois puis diminuent lors des 2 périodes suivantes en relation avec la baisse du taux de fixation et/ou de la baisse de la biomasse de légumineuse sur les 2 sites. A la SAPH, ces flux varient de 52 à $235 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et de 22 à $196 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ à la SOGB, sur les 3 périodes, tous traitements confondus. A la SAPH, les effets des résidus d'abattage sur ce flux sont faibles. En revanche à la SOGB, la restitution de résidus d'abattage augmente significativement ce flux lors des 2 dernières périodes de suivi en comparaison du traitement R0F0 sans restitution. Aucun effet significatif de la fertilisation n'a été observé sur ce flux.

Les entrées d'éléments minéraux par les apports atmosphériques sont en moyenne, sur les 3 périodes, de $17 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, $0.4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, $14 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, $17 \text{ kg Ca ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $4 \text{ kg Mg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ à la SAPH et 12 kg N ha^{-1} , 0.2 kg P ha^{-1} , 9 kg K ha^{-1} , 11 kg Ca ha^{-1} et 2 kg Mg ha^{-1} à la SOGB. Ces apports sont maximaux lors de la période 0-12 mois sur les 2 sites puis diminuent aux 2 périodes suivantes en relation avec la baisse des précipitations. Ils sont du même ordre de grandeur que les pertes par drainage de P, K, le Ca et le Mg, tandis que les pertes de N par drainage dépassent largement les apports atmosphériques de N.

Les apports d'engrais et de dolomie concernent uniquement le traitement R2F1, excepté un faible apport à la plantation effectué dans tous les traitements. En moyenne sur les 3 périodes d'étude, $46, 21, 45, 41, 29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de N, P, K, Ca et Mg ont été appliqués respectivement à la SAPH et $41, 19, 41, 55, 12 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de N, P, K, Ca et Mg respectivement à la SOGB.

3.4. Bilans annuels d'éléments minéraux à l'échelle du sol

Des bilans annuels à l'échelle du sol ont été établis dans les traitements R0F0 (aucune restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F0 (restitution complète de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F1 (restitution complète de résidus d'abattage, fertilisation) et R3F0 (double restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation) à la SAPH et à la SOGB pour les 5 éléments majeurs (N, P, K, Ca et Mg), sur les 3 premières années après la plantation (périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois).

Les flux entrants à l'échelle du sol, évalués dans cette étude pour le calcul des bilans annuels, ont été : les apports atmosphériques, l'apport d'engrais, l'apport par les résidus d'abattage, les chutes de litières (hévée et plante de couverture) et la fixation symbiotique. Pour les sorties à l'échelle du sol, les flux ont été le prélèvement total (par le peuplement et la plante de couverture), les pertes par érosion et les pertes par drainage.

Des hypothèses et d'estimations ont été formulées pour établir les bilans :

- Le taux de fixation a été évalué à la SAPH seulement, sur les périodes 0-12 et 12-24 mois. Ainsi, il a été considéré que (1) les taux de fixation de la période 24-36 mois étaient comparables à ceux de 12-24 mois et que (2) les taux de fixation à la SAPH étaient comparables à ceux de la SOGB.
- Les mesures d'érosion ont été effectuées dans les traitements R0F0, R2F0 et R3F0 à la SOGB uniquement. Les pertes d'éléments par érosion du traitement R2F0 ont été appliqués au traitement R2F1. Pour estimer les pertes d'engrais par érosion, le coefficient de ruissellement des jours suivant les apports d'engrais a été multiplié aux doses d'engrais, en cas d'évènements pluvieux.
- Les pertes par drainage profond ont été évalués à la SAPH uniquement. Les données ont été appliqués à la SOGB.
- Les flux d'eau ont été modélisé dans le traitement R2F1 uniquement. Après comparaison des humidités du sol entre les traitements R0F0, R2F0 et R2F1, il a été considéré que les flux dans les différents traitements étaient comparables. Les concentrations en éléments dans la solution du sol n'ont pas été mesurées dans le traitement R3F0, les résultats du traitement R2F0 ont donc été appliqués à ce traitement.
- Le prélèvement par la plante de couverture a été estimé en utilisant les stocks d'éléments minéraux et le renouvellement de la biomasse.
- Pour les apports de N par fixation symbiotique, la minéralomasse de N dans les racines a été estimée en utilisant un ratio « root/shoot » sur la base de plusieurs sources bibliographiques.

3.4.1. L'azote

Les bilans annuels de N au niveau du sol dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0, R2F1 et R3F0) sont fortement positifs au cours de la période 0-12 mois : de +401 à +702 kg ha⁻¹ à la SAPH et de +352 à +719 kg ha⁻¹ à la SOGB (Figure 40). Ils diminuent drastiquement au cours du temps pour atteindre 0 à +85 kg ha⁻¹ à la SAPH et +34 à +93 kg ha⁻¹ à la SOGB au cours de la période 24-36 mois. Cette baisse est imputable à une réduction continue des flux d'entrées de N liés aux apports par les résidus d'abattage et par fixation symbiotique, alors que les flux de sortie sont plutôt stables même si la part des différents flux évoluent (augmentation continue du flux de prélèvement par le peuplement et diminution du prélèvement de la plante de couverture). Dans le traitement sans restitution (R0F0), les bilans annuels sont majoritairement négatifs (de -145 à -45 kg ha⁻¹ an⁻¹), quel que soit le période et le site. Ils ont tendance à diminuer d'une période à l'autre (sauf à la SAPH de 0-12 à 12-24) à cause d'une réduction forte des flux d'entrées par fixation symbiotique. Dans tous les traitements et sur les 3 périodes de suivi, les flux liés à la plante de couverture (prélèvement pour le flux de sortie et retour au sol par les litières pour le flux d'entrée) jouent un rôle prépondérant dans ces bilans.

La part des apports d'engrais dans les flux totaux entrants est faible (entre 3 et 10 %, tous sites et périodes confondus). L'apport d'engrais combiné aux résidus d'abattage (traitement R2F1) n'a pas d'effet positif sur les bilans de N en comparaison au traitement R2F0, sans apport engrais et avec résidus d'abattage, tous sites et périodes confondus. Au contraire, les bilans du traitement R2F0 (+28 et +57 kg ha⁻¹ à la SAPH et à la SOGB respectivement) sont plus excédentaires que ceux du traitement R2F1 (0 et 34 kg ha⁻¹ à la SAPH et à la SOGB respectivement) au cours de la période 24-36 mois. Le flux d'entrée supplémentaire lié à l'apport de N par l'engrais est en effet contre balancé par des flux de sorties plus importants, notamment le flux de prélèvement par le peuplement ; par exemple, -48 et -79 kg ha⁻¹ pour ce flux dans le traitement R2F0 et R2F1 respectivement lors de la période 24-36 à la SOGB. La double restitution de résidus d'abattage (traitement R3F0) aboutit toujours à des bilans plus élevés que le traitement avec simple restitution (R2F0), dû à un flux d'entrée par la décomposition des résidus d'abattage plus important.

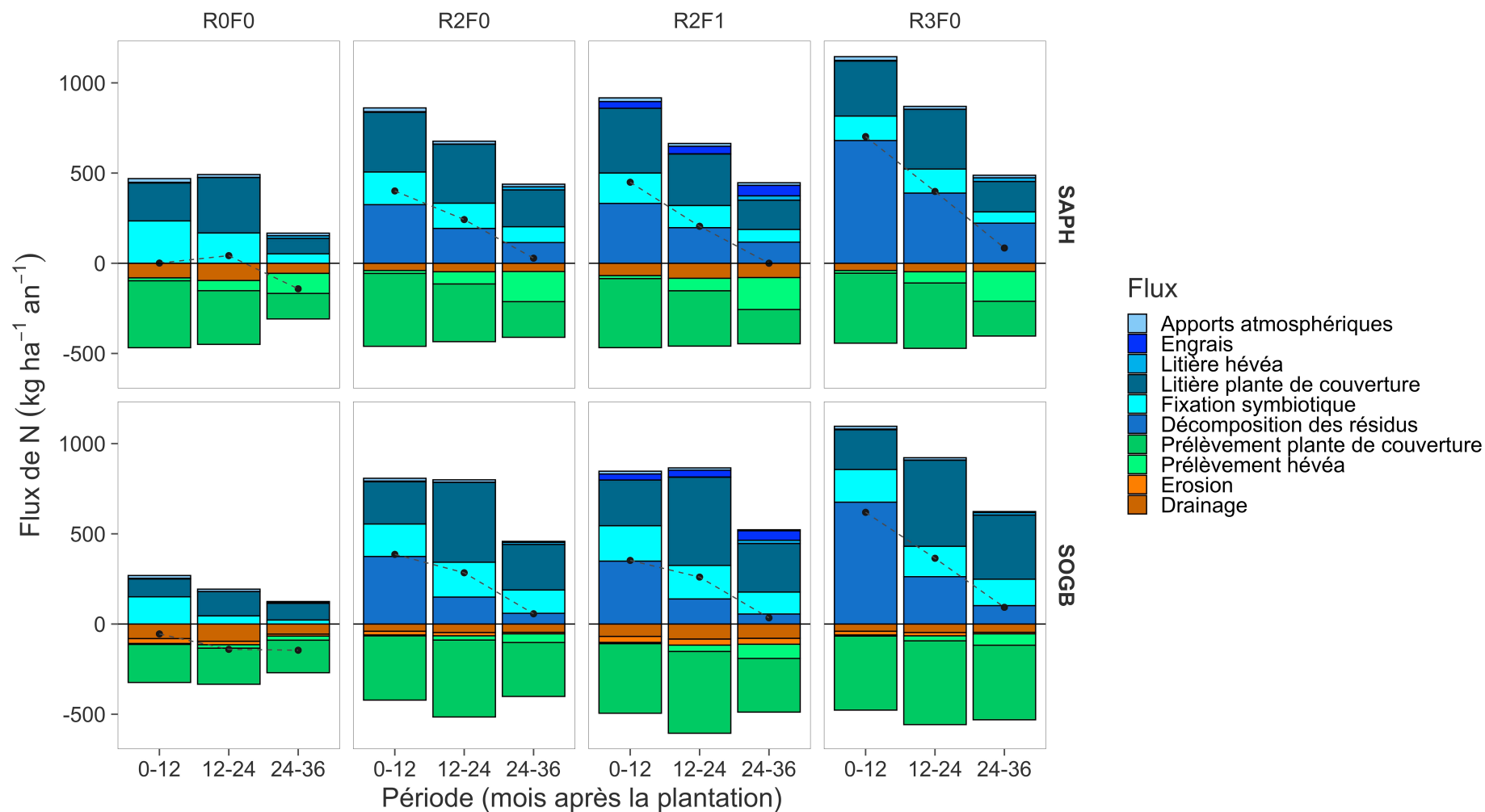


Figure 40 : Flux d'entrées et de sorties ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) de N au niveau du sol dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 lors des périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH (Arenosol) et la SOGB (Ferralsol). Les points noirs correspondent au bilan annuel (« entrées – sorties »).

3.4.2. Le phosphore

Dans les traitements avec résidus d'abattage (R2F0, R2F1 et R3F0), les bilans annuels de P total au niveau du sol sont fortement positifs à 0-12 mois : de +82 à +132 kg ha⁻¹ à la SAPH et de +43 à +79 kg ha⁻¹ à la SOGB (Figure 41). Ils diminuent drastiquement jusqu'à la période 24-36 mois, pour atteindre -10 à +15 kg ha⁻¹ à la SAPH et +3 à +12 kg ha⁻¹ à la SOGB. Cette baisse s'explique exclusivement par la diminution du flux d'entrée lié à la décomposition des résidus d'abattage d'une période à l'autre. A l'inverse, les flux de sortie sont stables sur les périodes de suivi, même si la part des différents flux évolue (i.e., augmentation continue du flux de prélèvement par le peuplement et diminution de celui de la plante de couverture). Dans le traitement sans restitution de résidus d'abattage (R0F0), les bilans annuels sont négatifs sur l'ensemble des périodes. Ils varient peu d'une période à l'autre, i.e., de -18 à -7 kg ha⁻¹ à la SAPH et de -7 à -6 kg ha⁻¹ à la SOGB. Dans tous les traitements et sur les 3 périodes de suivi, les flux liés à la plante de couverture (prélèvement pour le flux de sortie et retour au sol par les litières pour le flux d'entrée) ont une place prépondérante dans ces bilans.

La part des apports d'engrais dans les flux totaux entrants est considérable (entre 15 et 60 % tous sites et périodes confondus). L'apport d'engrais combiné aux résidus d'abattage (traitement R2F1) a un effet positif sur les bilans de P comparé au traitement R2F0, sans apport engrais et avec résidus d'abattage, tous sites et périodes confondus. A la SAPH, cet apport permet de maintenir des bilans positifs au cours de la période 24-36 mois : le bilan s'élève à -10 kg ha⁻¹ dans le traitement R2F0 contre +15 kg ha⁻¹ dans le traitement R2F1 à la SAPH. On observe les mêmes tendances à la SOGB, malgré le fait que les flux de sortie par érosion soient bien plus élevés dans le traitement fertilisé comparé aux autres traitements. La double restitution de résidus d'abattage dans le traitement R3F0 à la SAPH aboutit à un bilan à 24-36 mois comparable au traitement avec simple restitution R2F0 (-11 et -10 kg ha⁻¹ respectivement). A la SOGB, le bilan à 24-36 mois du traitement R3F0 (+9 kg ha⁻¹) est intermédiaire comparé traitements R2F1 et R2F0 (+12 et +3 kg ha⁻¹ respectivement). En cas de restitution de résidus d'abattage sans fertilisation (R2F0 ou R3F0), les bilans de P sont négatifs au cours de la période 24-36 mois à la SAPH alors qu'ils restent positifs à la SOGB. Cette différence entre site est liée à une cinétique de libération du P, via la décomposition des résidus d'abattage, plus rapide à la SAPH par rapport à la SOGB. On s'attend à un bilan négatif dans les traitements R2F0 et R3F0 dès la période suivante à la SOGB (36-48 mois), quand les résidus d'abattage auront fini de libérer la totalité du P.

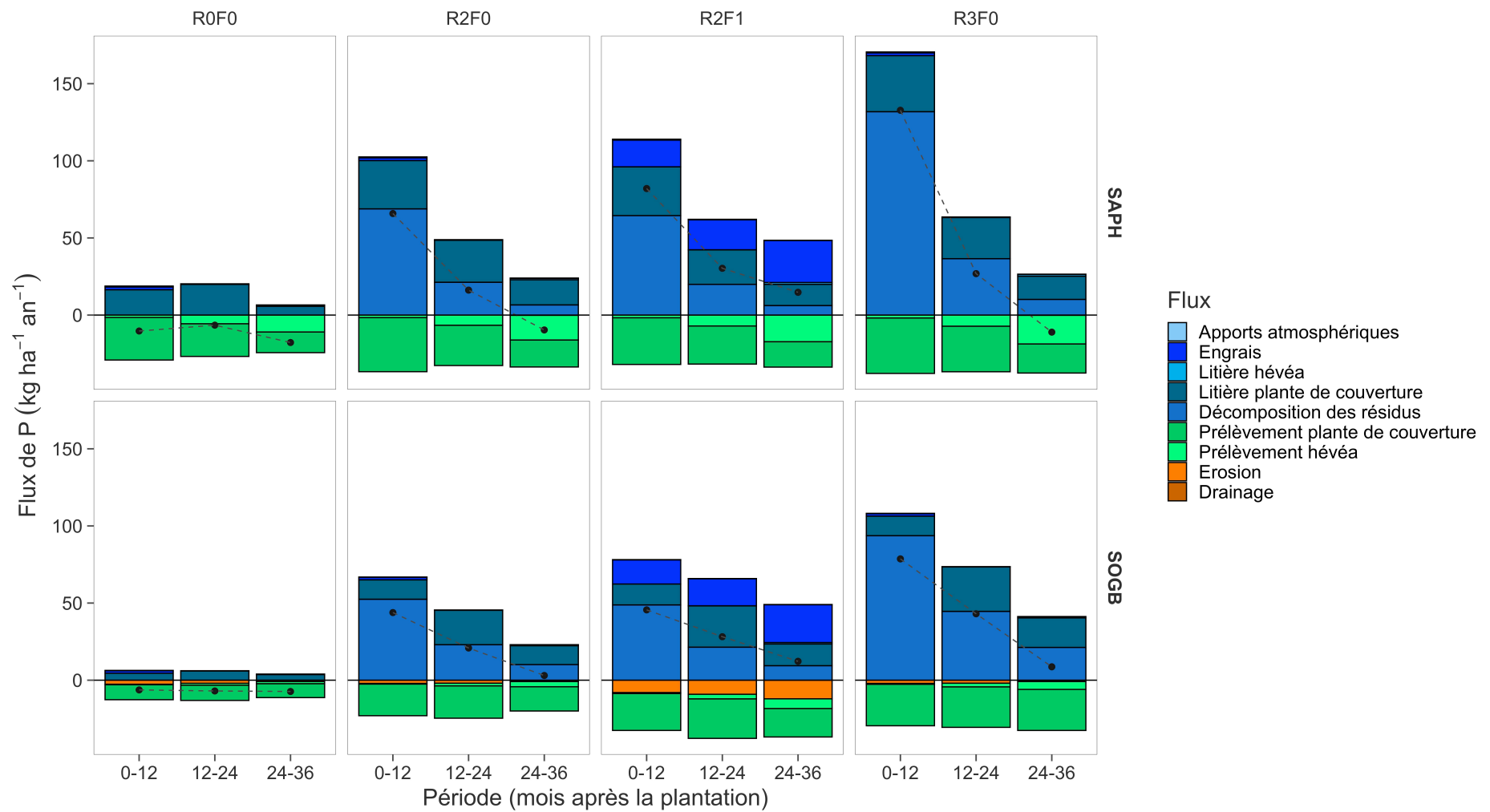


Figure 41 : Flux d'entrées et de sorties ($\text{kg ha}^{-1} \text{an}^{-1}$) de P total au niveau du sol dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 lors des périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et la SOGB. Les points noirs correspondent au bilan annuel (« entrées – sorties »).

3.4.3. Le potassium

Dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0, R2F1 et R3F0), les bilans annuels de K sont fortement positifs à 0-12 mois : de +74 à +213 kg ha⁻¹ à la SAPH et de +27 à +218 kg ha⁻¹ à la SOGB (Figure 42). Ils diminuent drastiquement jusqu'à la période 24-36 mois pour atteindre des valeurs négatives, de -132 à -65 kg ha⁻¹ à la SAPH et -106 à -87 kg ha⁻¹ à la SOGB. Cette baisse s'explique surtout par la diminution du flux d'entrée lié à la décomposition des résidus d'abattage d'une période à l'autre. Les flux de sortie sont relativement stables sur les 3 périodes de suivi à la SOGB mais diminuent à la SAPH, en relation avec une baisse des prélèvements par la plante de couverture. On remarque une évolution de la part des différents flux de sortie au cours du temps : augmentation continue du flux de prélèvement par le peuplement et diminution de celui de la plante de couverture. Dans le traitement sans restitution de résidus d'abattage (R0F0) les bilans annuels sont fortement négatifs dès la première période et ce jusqu'à 24-36 mois. Ils montrent une certaine stabilité dans le temps, avec une variation de -97 à -69 kg ha⁻¹ à la SAPH et de -150 à -134 kg ha⁻¹ à la SOGB.

Dans tous les traitements et sur les 3 périodes de suivi, les flux liés à la plante de couverture (prélèvement pour le flux de sortie et retour au sol par les litières pour le flux d'entrée) dominant largement ces bilans. On observe spécifiquement pour le K que les flux de sortie (prélèvement par la plante de couverture) sont toujours supérieurs au flux d'entrées par le retour au sol des litières de la plante de couverture sur les 2 sites. Ce phénomène est à l'origine de bilans négatifs dès 12-24 mois à la SAPH et à 24-36 mois à la SOGB dans les traitements avec restitution. Il s'explique probablement par un relargage très rapide du K contenu dans la litière en raison de la forte mobilité de cet élément.

La part des apports d'engrais dans les flux totaux entrants varie de 8 à 35 %, tous sites et périodes confondus. L'apport d'engrais combiné aux résidus d'abattage (traitement R2F1) a un effet positif sur les bilans de K en comparaison au traitement R2F0, sans apport engrais et avec résidus d'abattage, à la SAPH ; alors que les bilans sont comparables entre les 2 traitements à la SOGB. Mais sur les 2 sites, l'apport d'engrais ne permet pas de maintenir des bilans positifs à 24-36 mois au moment où les flux d'entrée liés à la décomposition des résidus d'abattage diminuent fortement. La double restitution de résidus d'abattage (traitement R3F0) aboutit à un bilan de K à 24-36 mois comparable au traitement avec simple restitution R2F0, sur les 2 sites. Le flux d'entrées plus importants liés la décomposition des résidus d'abattage est contrebalancé par des flux de sortie plus importants (prélèvements par la plante de couverture et par le peuplement).

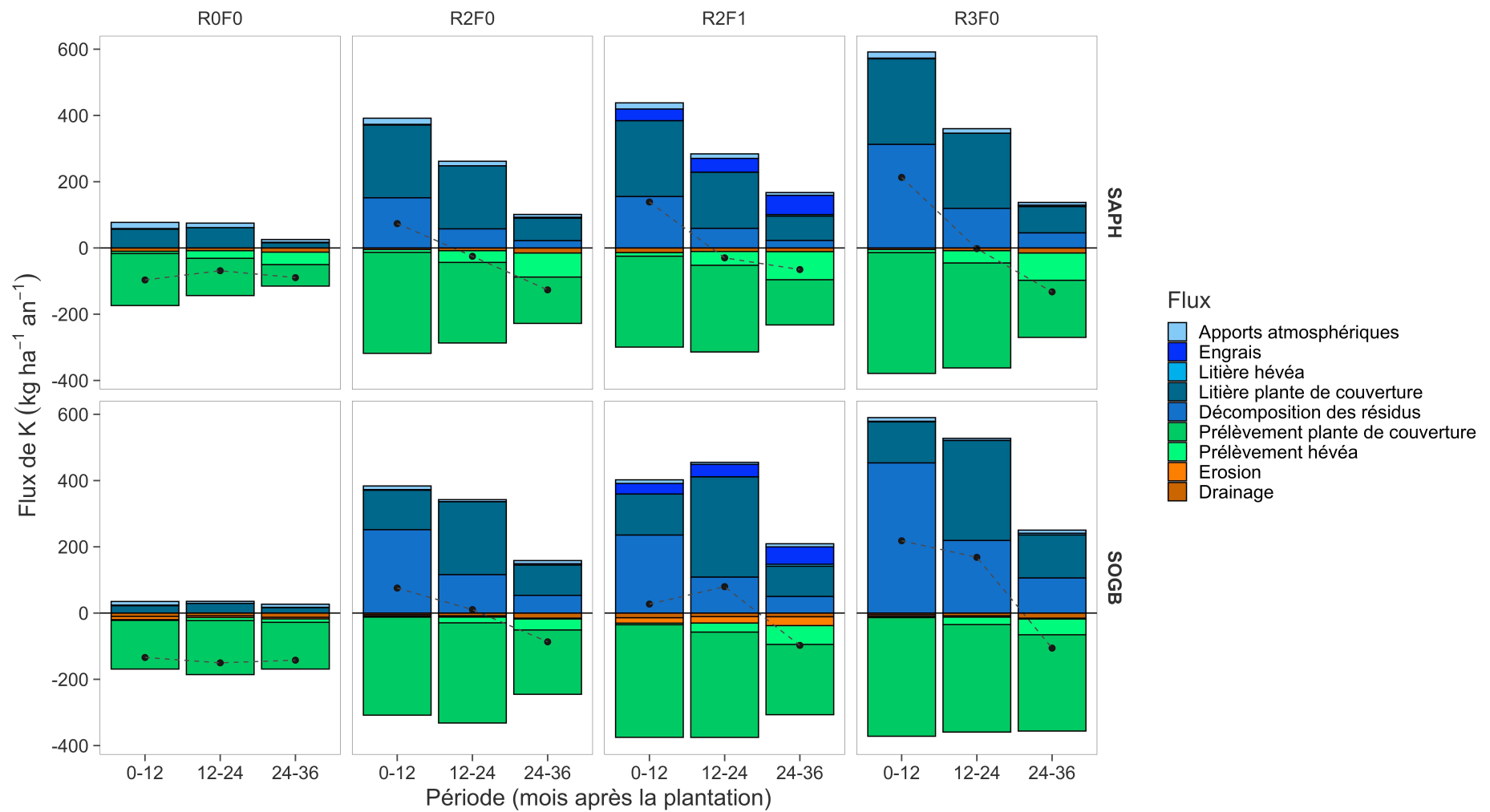


Figure 42 : Flux d'entrées et de sorties (kg ha⁻¹ an⁻¹) de K au niveau du sol dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 lors des périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et la SOGB. Les points noirs correspondent au bilan annuel (« entrées – sorties »).

3.4.4. Le calcium

Dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0, R2F1 et R3F0), les bilans annuels de Ca sont fortement positifs à 0-12 mois : de +546 à +985 kg ha⁻¹ à la SAPH et de +965 à +1782 kg ha⁻¹ à la SOGB (Figure 43). Malgré une diminution drastique jusqu'à la période 24-36 mois, ils restent positifs à la limite de l'équilibre à la SAPH (+7 à +26 kg ha⁻¹) et très excédentaires à la SOGB (+194 à +386 kg ha⁻¹). Cette baisse s'explique essentiellement par la diminution du flux d'entrée lié à la décomposition des résidus d'abattage d'une période à l'autre. Les flux de sortie augmentent sur les 3 périodes de suivi à la SAPH et à la SOGB, tirés par la hausse des prélèvements du peuplement. Dans le traitement sans restitution de résidus d'abattage (R0F0) les bilans annuels sont négatifs dès la première période et ce jusqu'à 24-36 mois. Ils montrent une certaine stabilité dans le temps, avec une variation de -77 à -14 kg ha⁻¹ à la SAPH et de -98 à -42 kg ha⁻¹ à la SOGB.

Les flux de prélèvement par la plante de couverture sont inférieurs au flux de retour au sol par les litières de la plante de couverture, sur les 2 sites et les 3 périodes. Ce phénomène biologiquement anormal atteste soit d'une sous-estimation des flux de prélèvement soit d'une surestimation des flux de retour au sol.

La part des apports de calcaire dolomitique dans les flux totaux entrants varie de 5 à 23 %, tout site et période confondus. Le traitement R2F1 avec apport de dolomie combiné aux résidus d'abattage présente des bilans de Ca comparables (SOGB) ou légèrement plus élevés (SAPH) par rapport au traitement R2F0, sans apport de dolomie et avec résidus d'abattage. A la SAPH, ce phénomène est attribué d'une part à des retours au sol par la litière de la plante de couverture plus élevés et/ou des pertes par drainage plus faibles dans le R2F0 par rapport au R2F1. A la SOGB, les bilans de Ca comparables entre les traitements R2F0 et R2F1 s'expliquent par un prélèvement par le peuplement et des pertes par érosion plus forts dans le traitement R2F1 fertilisé, qui contrebalance l'apport d'engrais comparé au traitement R2F0 non fertilisé.

La double restitution de résidus d'abattage (traitement R3F0) aboutit à un bilan de Ca à 24-36 mois légèrement plus élevé (SAPH) ou considérablement plus élevé (SOGB) par rapport au traitement avec simple restitution R2F0. A la SAPH, la faible différence entre ces 2 traitements s'explique par des prélèvements plus importants par le peuplement et des retours au sol par les chutes de litières de la plante de couverture plus faibles dans le traitement R3F0 que dans le traitement R2F0, contre balançant les apports plus importants via la décomposition des résidus d'abattage du traitement R3F0.

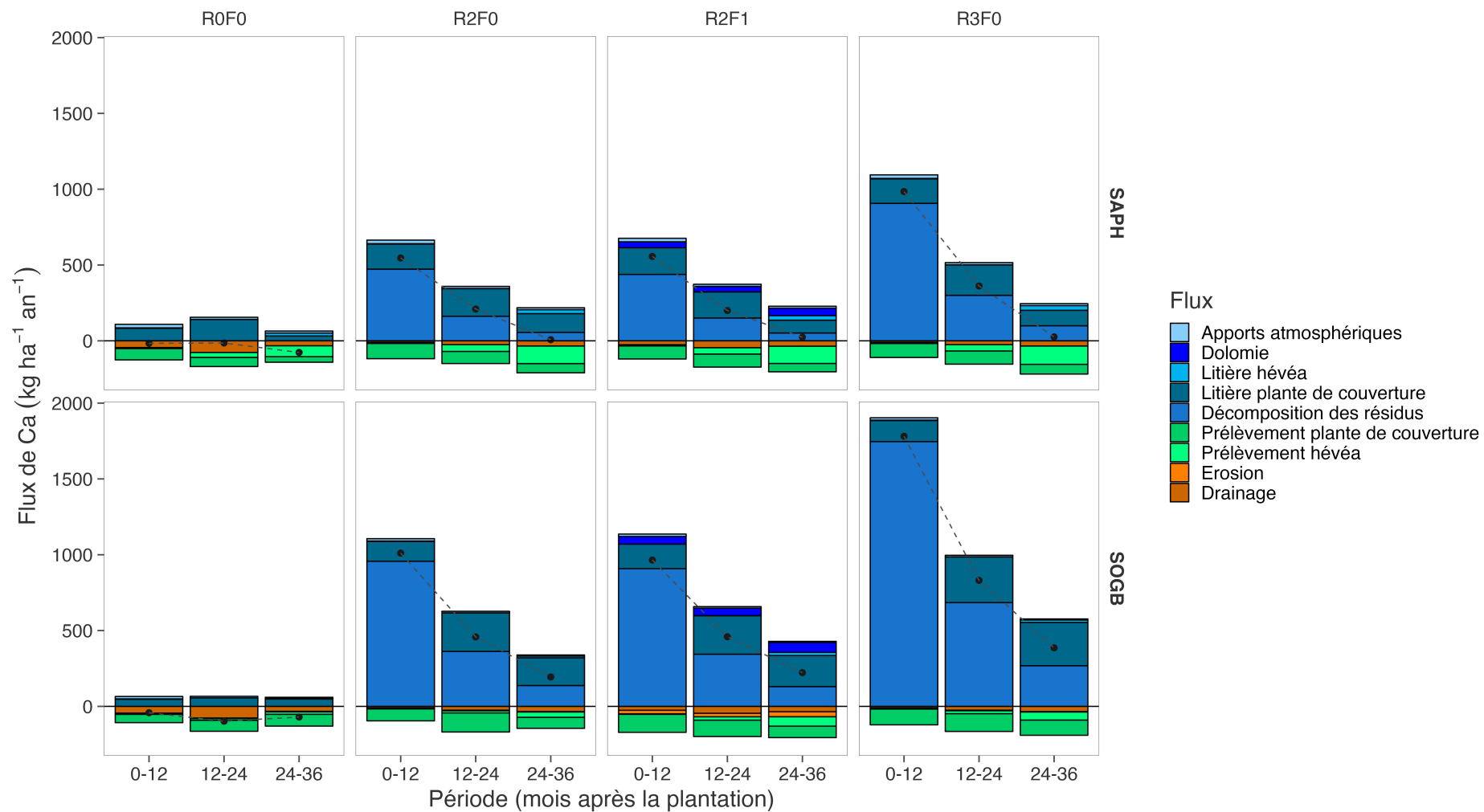


Figure 43 : Flux d'entrées et de sorties (kg ha⁻¹ an⁻¹) de Ca au niveau du sol dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 lors des périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH (Arenosol) et la SOGB (Ferralsol). Les points noirs correspondent au bilan annuel (« entrées – sorties »).

3.4.5. Le magnésium

Dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0, R2F1 et R3F0), les bilans annuels de Mg au niveau du sol sont fortement positifs à 0-12 mois : de +114 à +218 kg ha⁻¹ à la SAPH et de +177 à +338 kg ha⁻¹ à la SOGB (Figure 44). Malgré une diminution importante et continue jusqu'à la période 24-36 mois, ils restent positifs à la SAPH (+10 à +36 kg ha⁻¹) et à la SOGB (+14 à +35 kg ha⁻¹). Cette baisse s'explique essentiellement par la diminution du flux d'entrée lié à la décomposition des résidus d'abattage d'une part et à l'augmentation des flux de sortie tirée par la hausse des prélèvements par le peuplement, sur les 2 sites. Dans le traitement sans restitution de résidus d'abattage, R0F0, les bilans annuels sont négatifs dès la première période et ce jusqu'à 24-36 mois. Les variations entre les 3 périodes sont de faible ampleur en comparaison aux traitements avec restitution : de -28 à -2 kg ha⁻¹ à la SAPH et de -29 à -26 kg ha⁻¹ à la SOGB.

On observe des flux de prélèvement par la plante de couverture inférieurs au flux de retour au sol par les litières de la plante de couverture, sur les 2 sites et les 3 périodes. Ce phénomène anormal était aussi observé pour le Ca. Il s'explique soit par une sous-estimation des flux de prélèvement soit par une surestimation des flux de retour au sol. Des mesures complémentaires devront être menées sur le terrain pour mieux appréhender ces flux, majeurs au cours des 3 premières années de plantation.

La part des apports de dolomie dans les flux totaux entrants varie de 6 à 34 %, tous sites et périodes confondus. Le traitement R2F1 avec apport d'engrais combiné aux résidus d'abattage présente des bilans de Mg plus élevés à la SAPH ou comparables (SOGB) au traitement R2F0, sans apport engrais et avec résidus d'abattage. A la SOGB, les bilans comparables entre ces 2 traitements s'expliquent par un prélèvement du peuplement plus élevé dans le traitement R2F1 fertilisé.

La double restitution de résidus d'abattage (traitement R3F0) aboutit à un bilan de Mg à 24-36 mois plus élevé par rapport au traitement avec simple restitution R2F0 sur le 2 sites. Les différences de bilan entre traitements à cette période sont cohérentes avec les différences du flux liés aux apports de Mg par la décomposition des résidus d'abattage.

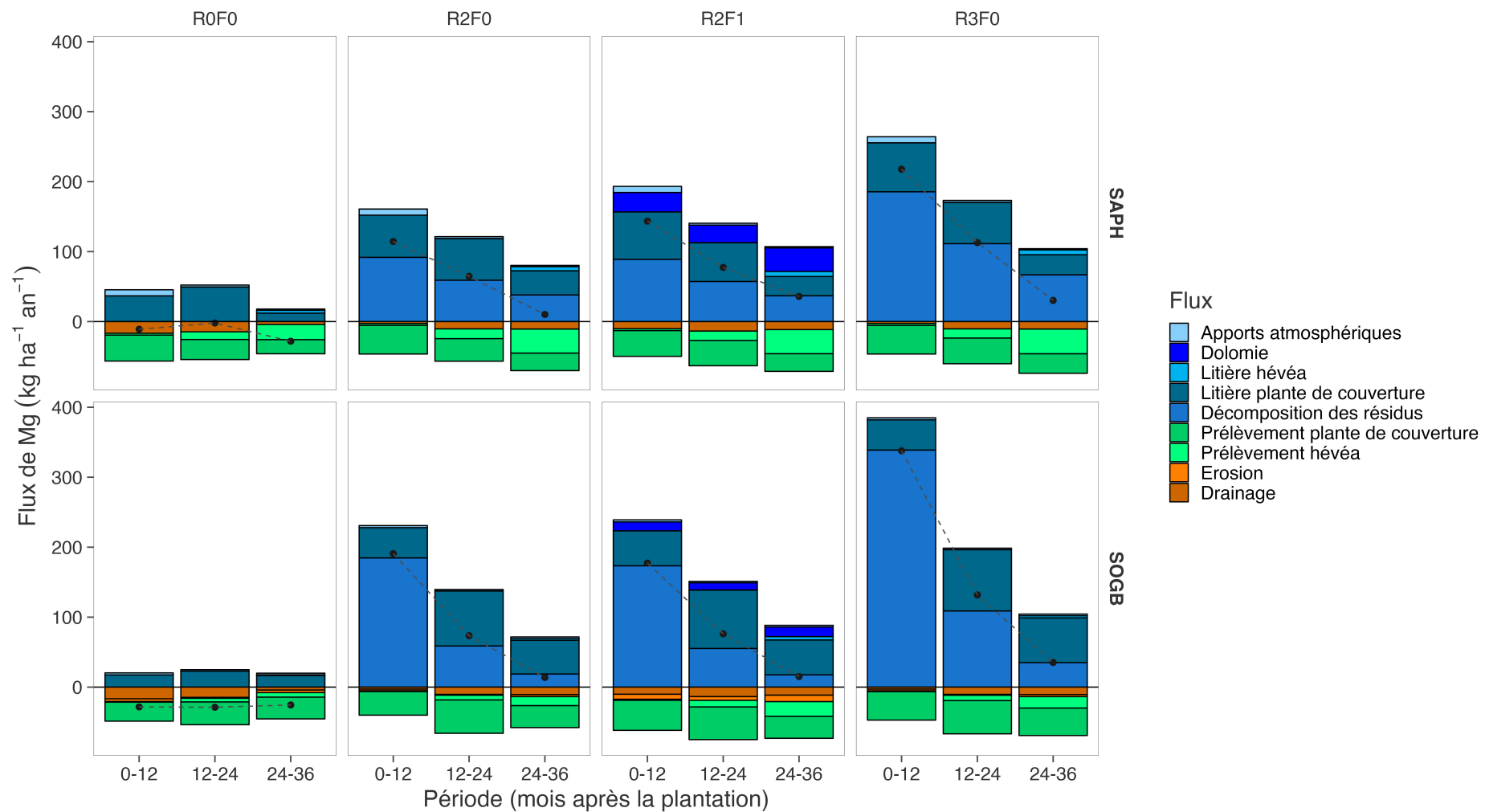


Figure 44 : Flux d'entrées et de sorties (kg ha⁻¹ an⁻¹) de Mg au niveau du sol dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 lors des périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois à la SAPH et la SOGB. Les points noirs correspondent au bilan annuel (« entrées – sorties »).

3.5. Évolution des stocks d'éléments minéraux dans le sol

Les stocks d'éléments minéraux dans le sol ont été évalués chaque année à -2 mois avant la plantation puis à 10, 22 et 34 mois après plantation dans les traitements R0F0 (aucune restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F0 (restitution complète de résidus d'abattage, aucune fertilisation), R2F1 (restitution complète de résidus d'abattage, fertilisation) et R3F0 (double restitution de résidus d'abattage, aucune fertilisation) à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol). Les stocks ont été quantifiés sur la ligne de plantation (P1), à 1.3 m de la ligne de plantation (P2) et au milieu de l'interligne (P3) pour prendre en compte la variabilité spatiale au sein des parcelles lors des différents échantillonnages, excepté à -2 mois avant la plantation où les échantillons des 3 positions ont été regroupés avant analyse. Pour les autres dates d'échantillonnage, les résultats exprimés en kg ha⁻¹ ont été pondérés en prenant en compte la surface relative de chacune des 3 positions.

3.5.1. Les stocks dans le sol dans l'horizon 0-30 cm

Les bilans entrées-sorties à l'échelle du sol étaient fortement positifs pour tous les éléments au cours des 2 premières années après plantation dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0, R2F1 et R3F0). Ceci se traduit par une augmentation des stocks dans le sol de P, K, Ca et Mg entre -2 mois et 34 mois après la plantation dans ces traitements sur les 2 sites. Les stocks de N total y varient peu dans le temps à la SAPH ; alors qu'on observe à la SOGB un pic du stock de N à 22 mois après la plantation puis une chute à l'âge de 34 mois. La production intense de nitrate par minéralisation a entraîné un drainage de cet élément au-delà de 30 cm de profondeur, comme le montre nos résultats sur les flux d'éléments en solution. Ceci pourrait expliquer l'augmentation moins marquée des stocks de N au cours du temps par rapport aux P, K, Ca et Mg dans l'horizon 0-30 cm. Sans restitution de résidus d'abattage (R0F0), les stocks d'éléments dans le sol montrent soit une stagnation au cours du temps, soit une baisse pour les éléments échangeables.

Les traitements avec restitution de résidus d'abattage (R2F0, R2F1 et R3F0) présentent des stocks d'éléments échangeables du sol (K, Ca et Mg sur l'horizon 0-30 cm) significativement plus élevés que le traitement sans restitution (R0F0), sur les 2 sites (Figure 45) et dès 2 mois avant la plantation pour le K à la SAPH. Les stocks de N total sont influencés par la restitution de résidus d'abattage à la SOGB uniquement à partir de 22 mois après plantation. Les stocks de P assimilable ne montrent aucune différence statistique entre traitements, sur les 2 sites et sur l'ensemble des dates de mesure, malgré une forte tendance ($P = 0.009$) à la SAPH à 34 mois après la plantation. L'apport d'engrais dans le traitement R2F1 n'a globalement pas d'effet quantifiable sur les stocks d'éléments minéraux par rapport

au traitement R2F0, et la restitution double de résidus d'abattage (traitement R3F0) n'a pas non plus d'effet sur les stocks d'éléments dans la majorité des cas par rapport à une restitution simple (R2F0), tous sites, dates et éléments confondus.

Le prélèvement de sol a été fait sur l'horizon 0-30 cm. Cet horizon peut paraître limité comparé à l'ensemble du profil de sol, pouvant atteindre une dizaine de mètres dans le cas d'Arenosol profond comme sur le site de la SAPH, mais il intègre bien les principaux flux du cycle biologique dans nos systèmes, notamment en termes de prélèvement par le peuplement d'hévéas. Les racines d'hévéas prélèvent majoritairement dans les 50 premiers cm du sol pour leur nutrition (Compagnon, 1986b) et sont les plus abondantes dans l'horizon 0-30 cm en début de cycle (Dea et al., 2001).

3.5.2. Les stocks dans l'interligne sur 0-10 cm de profondeur

Les résidus d'abattage étant disposés au milieu de l'interligne (au niveau de la position P3), on peut s'attendre à un effet fort de la position sur les stocks d'éléments minéraux du sol.

A la position P3 à l'âge de 34 mois, on observe des stocks significativement plus élevés dans les traitements R2F0, R2F1 et R3F0 par rapport au traitement R0F0 pour tous les éléments minéraux, sauf le N à la SAPH (Figure 46). Ce résultat est cohérent avec les bilans annuels fortement positifs des 2 premières années dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage. La différence de stocks à la position P3 entre le traitement R0F0 et les traitements R2F0, R2F1 ou R3F0 devrait correspondre à la quantité d'éléments libérés par les résidus d'abattage dans les traitements avec restitution. Elle est en réalité plus faible, d'une part car ces éléments ont pu être prélevés par l'hévéa et la plante de couverture ; et d'autre part car une partie de ces éléments a été drainée dans les horizons plus profond du sol avec les flux d'eau (excepté le P dont le drainage est presque nul), comme le montre les flux en solution de N, K, Ca et Mg très élevés dans les traitements avec restitution de résidus d'abattage comparé au traitement sans restitution, dès la première année après plantation.

Dans les traitements avec restitutions de résidus d'abattage, un fort gradient de fertilité apparaît, allant de la ligne de plantation (P1) avec les stocks d'éléments les plus faibles vers l'interligne (P2 et P3) qui présente les stocks d'éléments les plus élevés. Au contraire, les stocks sont comparables entre positions dans le traitement R0F0 sans restitution. L'effet de l'apport d'engrais ou de dolomie dans le traitement R2F1 est significatif et positif par rapport au traitement R2F0 pour certains éléments seulement (P à la SAPH, Ca et Mg à la SOGB) à la position P1, qui correspond à la zone d'application de l'engrais et de la dolomie. La restitution double de résidus d'abattage (traitement R3F0) a peu d'effet sur les stocks d'éléments par rapport à une restitution simple (traitement R2F0), quel que soit l'élément et sur les 2 sites.

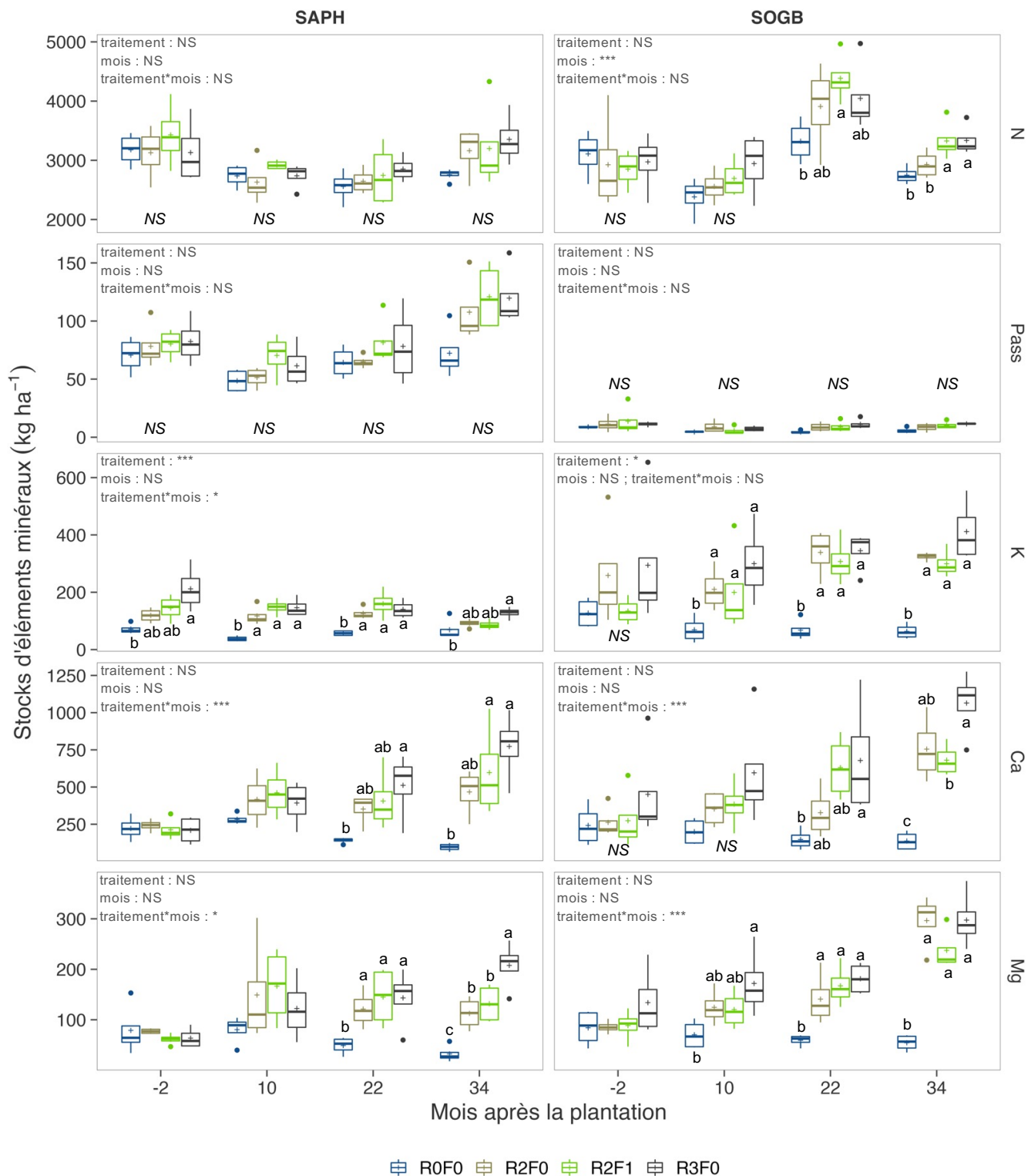


Figure 45 : Stocks (kg ha^{-1}) de N total, P assimilable, K, Ca et Mg échangeables du sol dans l'horizon 0-30 cm à -2, 10, 22 et 34 mois après la plantation dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH (Arenosol) et à la SOGB (Ferralsol) ($n = 4$). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements pour un mois donné, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$. NS : différence non significative entre traitements ($P > 0.05$). * : $P < 0.05$; *** : $P < 0.001$

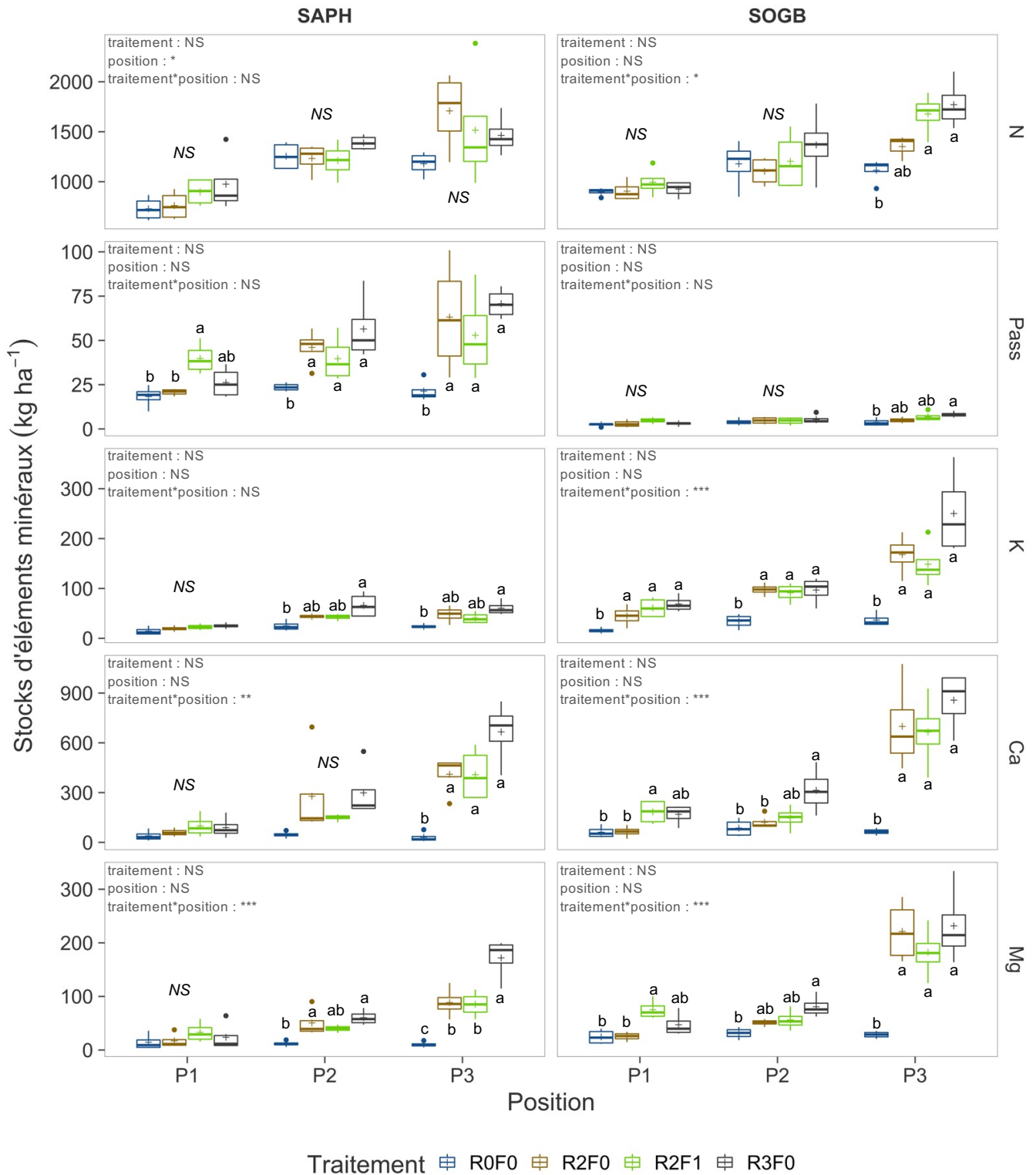


Figure 46 : Stocks (kg ha⁻¹) de N total, P assimilable, K, Ca et Mg échangeables du sol dans l'horizon 0-10 cm 34 mois après plantation, en position P1 (sur la ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (au milieu de l'interligne) dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB (n = 4). Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements pour une position donnée, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$. NS : différence non significative entre traitements ($P > 0.05$). * : $P < 0.05$; ** : $P < 0.01$; *** : $P < 0.001$

3.6. Effet des résidus d'abattage sur la restauration du sol après la coupe rase d'une plantation (article 2)

Cet article a été publié en 2022 dans le journal *Science of the Total Environment* (facteur d'impact en 2022 : 10.75). DOI : [10.1016/j.scitotenv.2021.151526](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151526). Le résumé est disponible en Annexe 28.

“Logging residues promote rapid restoration of soil health after clear-cutting of rubber plantations at two sites with contrasting soils in Africa.”

Perron Thibaut^{a,b,c,d}, Kouakou Aymard^{e,f}, Simon Charlotte^e, Mareschal Louis^{c,e}, Gay Frédéric^{a,b}, Soumahoro Mouman^d, Kouassi Daouda^g, Rakotondrazafy Nancy^e, Rapidel Bruno^{a,b}, Laclau Jean-Paul^{c,e}, Brauman Alain^e

^a CIRAD, UMR ABSys, F-34398 Montpellier, France.

^b ABSys, Univ Montpellier, CIHEAM-IAMM, CIRAD, INRAE, Institut Agro, Montpellier, France.

^c CIRAD, UMR Eco&Sols, F-34398 Montpellier, France

^d SAPH, Direction of Industrial Plantations (DPI), Côte d'Ivoire.

^e Eco&Sols, Univ. Montpellier, CIRAD, INRAE, Institut Agro, IRD, Montpellier, France.

^f Nangui Abrogoua University, Ecology and Sustainable Development Laboratory, Abidjan, Côte d'Ivoire.

^g SOGB, Agricultural technique, auditing and Organisation Department (DTAO), SOCFIN, Côte d'Ivoire

3.6.1. Introduction

Soils perform a wide range of essential functions such as nutrient cycling and organic matter decomposition; in this way they provide provisioning, regulating and supporting ecosystem services (Leemans and de Groot, 2003). Soil health is defined as "the capacity of soils to deliver multiple functional traits that are required to maintain ecosystem stability" (Pawlett et al., 2021). These functions emerge from complex interactions between the physical, chemical and biological parameters of the soil (Kibblewhite et al., 2008). In the tropics, soil organic matter contents and nutrient availabilities are commonly low, which make these soils particularly sensitive to disturbance. Human activities, and particularly agricultural practices such as tillage and crop residue removal, are likely to undermine the soil's capacity to deliver numerous functions over the long term (Pawlett et al., 2021).

Rubber tree (*Hevea brasiliensis*) plantations, the main source of natural rubber, are a relevant model for studying the effects of crop management on soil functions in the tropics. In 2018, rubber plantations covered 12.5 million ha worldwide, mostly in South-East Asia, followed by Africa (FAO, 2021). A rubber stand lasts 25 to 40 years and the same plot is used for successive replanting cycles. Management practices in the period from planting to clear-cutting do not greatly disturb soil functioning. Many recent studies have reported an increase in soil health throughout the life of the stand (Peerawat et al., 2018; Gao et al., 2019; Thoumazeau et al., 2019a; Tondoh et al., 2019). By contrast, clear-cutting and land preparation (mainly windrowing and subsoiling) between two crop cycles involve the passage of heavy machinery on industrial plantations, as well as drastic changes in soil temperature, light conditions and soil cover which might greatly disturb soil functioning (Watson, 1964).

Degradation of soil physical properties caused by the passage of machinery has been extensively reported in various crop systems worldwide, especially as regards increased bulk density (Ampoorter et al., 2010) and decreases in pore volume, hydraulic conductivity and air permeability (Hartmann et al., 2014). Researchers have also demonstrated the negative impacts of clear-cutting on nutrient and carbon cycles (Christophel et al., 2015; Siebers et al., 2018; Mayer et al., 2020) and on faunal and microbial communities (Frey et al., 2009; Bottinelli et al., 2014; Hasegawa et al., 2014) in planted forests in various pedoclimatic conditions. Soil texture may significantly affect the way soil functions respond to disturbance. Hartmann et al. (2014) report that soil compaction had a stronger effect on the abundance and diversity of soil microorganisms in fine-textured soils than in coarse-textured soils in temperate forests. To maintain the crucial functions provided by soils, it is necessary to know how these functions respond to disturbance. Not enough is known about the disturbances caused by clear-cutting and land preparation in rubber tree plantations and other tropical perennial crops.

In the recent past, logging residues in rubber plantations (i.e. the trunks, branches, leaves and roots of the old stand) were burnt after clear-cutting (Simorangkir, 2006). This method has been discontinued in many countries to avoid air pollution. Nowadays, the most common practice in commercial rubber plantations is to export some logging residues, mainly trunks and branches, for economic use (Hytönen et al., 2019). Given the large amounts of carbon and nutrients that accumulate in the tree throughout the plantation cycle, removing the residues might lead to a decrease in soil health over successive cycles (Vrignon-Brenas et al., 2019; Perron et al., 2021). There is therefore a need for research to assess the sustainability of logging residue management practices in terms of soil function maintenance.

Soil organic carbon (SOC) is a recognized yardstick for assessing soil functioning in agricultural or forestry systems (Reeves, 1997). Retaining logging residues significantly increases both carbon stocks and nutrient availability in the soil (see Achat et al., 2015; Mayer et al., 2020 for complete reviews). In rubber plantations, the carbon stocks in the above- and

belowground tree biomass at clear-cutting range from 78 to 154 t ha⁻¹ (Brahma et al., 2018; Hytönen et al., 2019). The time required for logging residues to decompose completely depends on the type of residue; with rubber trees in Malaysia, it ranges from about 6 months for leaves to 2.5 years for trunks (Yew, 2001). Such a fast release of carbon after clear-cutting is likely to promote soil biological activity and increase overall soil functioning in the first years after replanting. Soil health is therefore expected to recover quickly. Soil texture is known to have a strong impact on the restoration process, with faster restoration of soil microbial activity reported in fine-textured soils in both temperate and tropical conditions (Schimann et al., 2007; Bach et al., 2010). Although diachronic studies are the most appropriate way to clearly reveal the soil restoration process, they have been little used in field experiments. As a result, there is a considerable knowledge gap regarding the restoration of soil functions after clear-cutting and land preparation in tropical perennial crops. Yet information on the capacity of logging residues to restore soil functions could provide key management recommendations.

Ways to monitor soil health are still keenly debated in the scientific community (Bunnemann et al., 2018; Lehmann et al., 2021; Janzen et al., 2021). Since the original definition of soil health is based on soil functions related to the soil's biological assemblages (Kibblewhite et al., 2008), we used Biofunctool[®], a new tool for assessing soil health by evaluating three soil functions: nutrient cycling, carbon transformation and structure maintenance (Thoumazeau et al., 2019b). Biofunctool[®] has been already used in rubber plantations to assess the effect of rubber plantations ageing on soil functioning (Thoumazeau et al., 2019a), and in annual tropical crops to distinguish conservation agriculture from conventional practices (Pheap et al., 2019). Biofunctool[®] contributes to an integrated approach to soil assessment that takes into consideration the complex interactions between soil physical-chemical properties and living organisms. Among these organisms, soil macrofauna play a major role in the direct provision of numerous soil functions (Lavelle et al., 2006; Barrios et al., 2018). A recent study showed that soil macrofauna diversity is particularly important for supporting these functions: the greater the diversity, the greater the provision of functions (Delgado-Baquerizo et al., 2020). That study showed that the relationship between soil macrofauna diversity and ecosystem functions followed a similar pattern to that between overall soil biodiversity (including 12 groups of soil organisms) and ecosystem functioning. Soil macrofauna diversity is therefore a relevant indicator of total soil biodiversity.

Our objectives were: (1) to quantify the effects of the disturbances resulting from clear-cutting and land preparation; (2) to assess the effects on soil restoration of different management practices regarding logging residues and the use or not of a legume cover crop; (3) to explore the relationships between soil macrofauna diversity and soil health during the restoration process. We conducted a diachronic study in two large-scale field experiments in

Côte d'Ivoire, measuring soil functions just before plantation clear-cutting and then, 6, 12 and 18 months later, in two rubber plantations.

3.6.2. Material and methods

3.6.2.1. Study sites

The study ran from October 2017 to April 2019 in two commercial rubber plantations in Côte d'Ivoire (Figure 47). The Bongo plantation belongs to the *Société Africaine des Plantations d'Hévéas* (SAPH) and is located in the southeast of the country (latitude 5°30'32.364"N, longitude 3°32'51.755"W, altitude 96 m). The *Société de Caoutchouc de Grand-Béréby* plantation (SOGB) is located in the southwest of the country (latitude 4°43'9.696"N, longitude 7°6'41.795"W, altitude 34 m). Both plantations lie within the rainforest ecological zone, where a sub-equatorial climate favourable to rubber tree cultivation prevails. Rainfall in southern Côte d'Ivoire is divided between two rainy seasons, a major one from May to July and a minor one from October to November, with two dry seasons from December to April and from August to September. Average annual rainfall (2003 to 2018) was 1640 mm at SAPH and 1674 mm at SOGB.

The SAPH site is characterized by slight slopes (< 5 %). Its soil is classified as a yellow ferralic Arenosol in the FAO soil classification. The SOGB site features hilly areas (slopes of 10-25 %), and its soil is classified as a red Ferralsol in the FAO classification. Soil texture is loamy sand at SAPH (10 % clay in the topsoil) and sandy loam at SOGB (23 % clay in the topsoil) (Table 16). The soils at both sites are acidic, with a $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ of 4.3 and 4.7 in the 0-10 cm horizon at SAPH and SOGB respectively. While total carbon and nitrogen are higher at SOGB, the concentration of available phosphorus in the 0-10 cm soil layer is higher at SAPH.

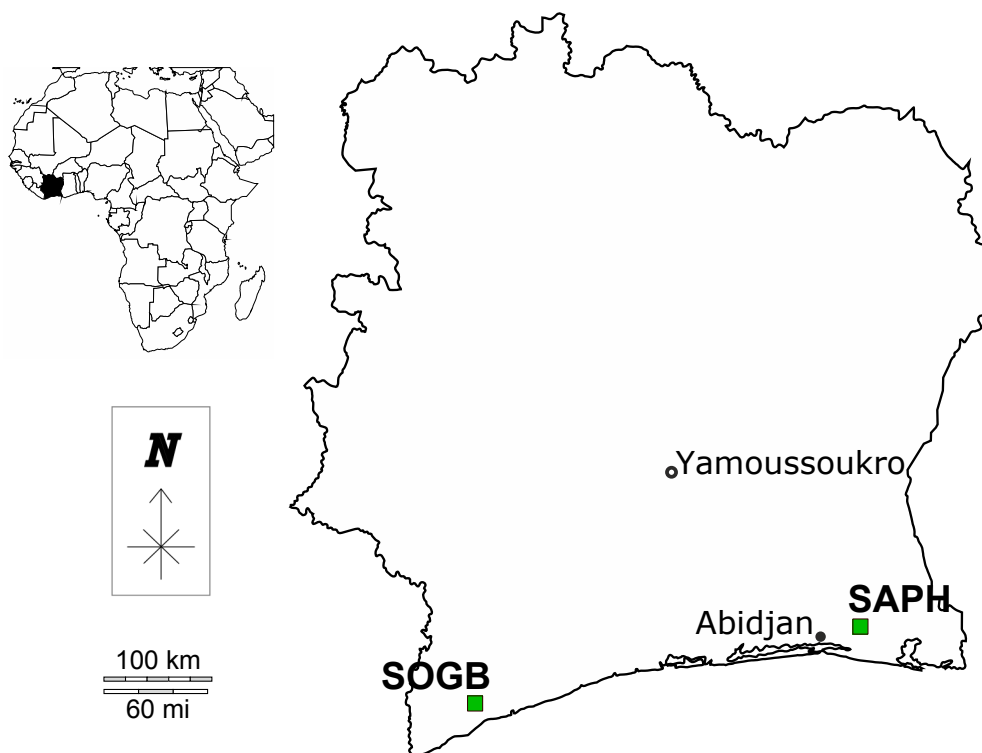


Figure 47 : Geographical location of the study sites.

Table 15 : Soil properties at SAPH and SOGB in the 0-10 cm layer. Data in brackets are standard deviations (n=4).

Site	pH _{H2O}	Total C ^a (%)	Total N ^a (ppm)	Available P ^b (ppm)	Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)
SAPH	4.3 (0.2)	0.85 (0.22)	707 (155)	7.2 (1.6)	10 (1)	2 (1)	87 (5)
SOGB	4.7 (0.2)	1.28 (0.32)	974 (184)	5.2 (2.0)	23 (4)	10 (2)	67 (6)

^a By elemental analyser (FlashSmart™, ThermoFisher).

^b Extraction and determination with vanado-molybdate (Bray II method).

3.6.2.2. Experiment design and crop management

Measurements began on the old rubber stands, just before clear-cutting. The old rubber trees were felled by bulldozer in November 2017. The stand at SAPH was 40 years old with 253 living trees ha⁻¹, and the one at SOGB was 38 years old with 233 living trees ha⁻¹. At both sites, the previous land use was tropical rainforest.

Experimental plots were set up from December 2017 to January 2018. The experimental design was the same at SAPH and SOGB. It consisted of four treatments replicated four times in randomized blocks, giving 16 plots per site. Each plot covered an area of 0.14 ha at SAPH and 0.16 ha at SOGB, with 80 trees at each site. The treatments were as follows (Figure 48):

- R0L0 (R0S²): control treatment. All logging residues (R) removed from the plot. No legume (L) sown after clear-cutting.
- R0L1 (R0F0): all logging residues removed from the plot. The legume *Pueraria phaseoloides* sown after clear-cutting.
- R1L1 (R1F0): trunk removed from the plot. Twigs, leaves and stumps retained. The legume *Pueraria phaseoloides* sown after clear-cutting. This treatment is representative of the practice on most commercial rubber plantations in Africa.
- R2L1 (R2F0): no logging residue removed. Trunks, twigs, leaves and stumps left on-site. The legume *Pueraria phaseoloides* sown after clear-cutting.

The legume was sown broadcast in the R0L1, R1L1 and R2L1 treatments (10 kg ha⁻¹ of moistened seeds) in February 2018. Sowing *Pueraria phaseoloides* is a common practice on industrial rubber plantations while the trees are immature, especially to control soil erosion. Subsoiling to a depth of 80 cm, followed by an application of dolomite at 200 kg ha⁻¹ in the planting row, was carried out in early March 2018 in all treatments. At SOGB, young rubber trees were planted in May 2018 with the IRCA230 clone spaced at 8 x 2.5 m (i.e. 500 trees ha⁻¹). At SAPH, planting took place in July 2018 with the IRCA41 clone spaced at 6 x 3 m (i.e. 555 trees ha⁻¹). At planting, 40 g tree⁻¹ of N, P, K and Mg slow-release fertilizer (formulation: 15-8-9-3) was applied in the planting hole in all treatments.

² Dans l'article publié, les codes des traitements ont été modifiés par rapport à ceux détaillés dans le manuscrit partie 2. Les équivalences sont précisées entre parenthèses.

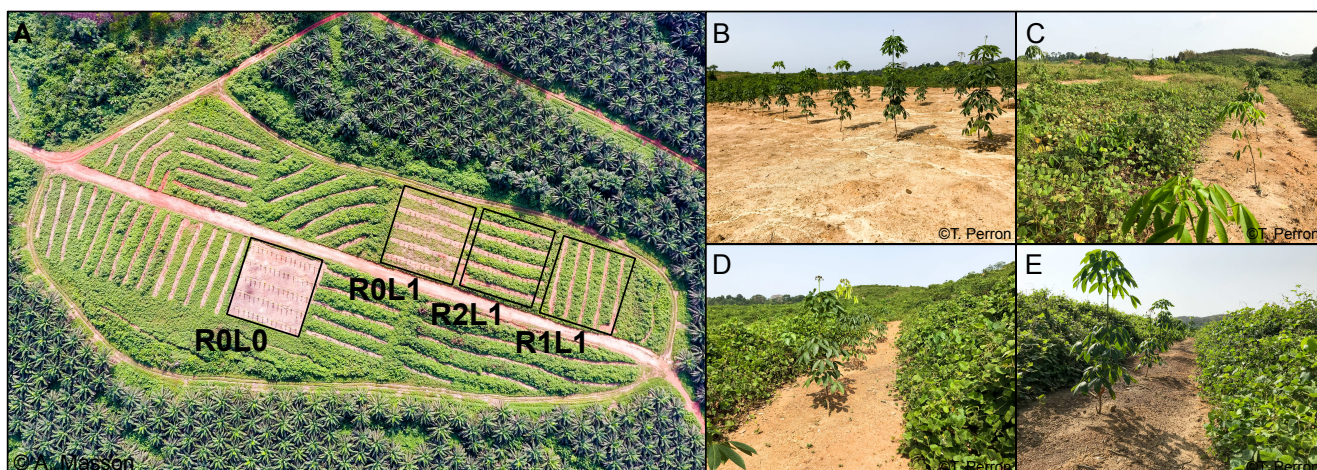


Figure 48 : Photos of a block with the different treatments (A), treatment R0L0 (B), treatment R0L1 (C), treatment R1L1 (D) and treatment R2L1 (E) at SOGB. All photos were taken in February 2019.

Table 16 : Soil indicators of each soil function in the 0-10 cm layer and the response curve used for data normalization. A detailed description of Biofunctool indicators is given in Thoumazeau et al. (2019b).

Soil function	Indicator description (unit)	Code	Response curve
Nutrient cycle	Concentration of NO_3^- (mg kg^{-1})	NO3	Optimum
	Concentration of NH_4^+ (mg kg^{-1})	NH4	Optimum
	Adsorption rate of nitrate on ion exchange membranes ($\mu\text{g cm}^{-2} \text{day}^{-1}$)	AMNO3	Optimum
Carbon transformation	Labile organic carbon, Permanganate oxidizable carbon method (mg kg^{-1})	POXC	More is better
	Soil basal respiration, SituResp [®] method (absorbance difference)	SituResp	More is better
	Decomposition of organic matter, bait-lamina method (% of degradation day^{-1})	Lamina	More is better
Structure maintenance	Visual evaluation of soil structure (score)	VESS	Less is better
	Soil aggregate stability at 0-2 cm depth (score)	AggSurf	More is better
	Soil aggregate stability at 2-10 cm depth (score)	AggSoil	More is better
	Water infiltration capacity, Beerkan method (ml min^{-1})	Beerkan	More is better

3.6.2.3. Biofunctool indicators

Biofunctool[®] consists in a core set of ten selected expert-based function indicators assessing three main soil functions: carbon transformation, nutrient cycling and soil structure maintenance (Thoumazeau et al., 2019b). Of the 10 Biofunctool[®] indicators (Table 17), three assess factors linked to carbon transformation. These are permanganate oxidizable carbon (Weil et al., 2003), basal soil respiration using the SituResp[®] method (Thoumazeau et al., 2017), and soil meso-fauna activity using the bait-lamina method (van Gestel et al., 2003). Three indicators assess nutrient cycling: available ammonium and nitrate from soil extraction with 1M KCl, and nitrate adsorption on ion exchange membranes (Qian and Schoenau, 2002). The last four indicators assess soil structure maintenance. These are aggregate stability at 0–2 cm depth, aggregate stability at 2–10 cm depth (Herrick et al., 2001), water infiltration using the Beerkan method (Lassabatère et al., 2006), and visual evaluation of soil structure (VESH method) at 0–25 cm depth (Guimarães et al., 2011).

Soil samples were collected from the 0-10 cm soil layer, except for the VESH samples, which were taken from the 0-25 cm soil layer. Only the 0-10 cm layer was sampled because the soil functioning indicators in this study were selected from soil zones where treatment effects are expected to be highest. Logging residues are left on the soil surface during land preparation and their effect on soil functioning the first months after clear-cutting occur mainly in the 0-10 cm layer, as shown by successive measurements of soil properties down to a depth of 30 cm in the same plots (data not shown).

3.6.2.4. Assessment of soil biodiversity

Soil macrofauna were sampled using the standard Tropical Soil Biology and Fertility method (Anderson et al., 1993). This consists in hand-sorting macroinvertebrates visible to the naked eye from a soil monolith 25 x 25 cm in area and 10 cm deep. In the field, animals were placed in ethanol (96%). In the laboratory, invertebrates were identified as belonging to 20 taxonomic groups: Annelida, Anoplura, Arachnida, Chilopoda, Coleoptera, Dermaptera, Dictyoptera, Diplopoda, Embioptera, Heteroptera, Homoptera, Hymenoptera, Isopoda, Isoptera, Lepidoptera, Mecoptera, Neuroptera, Orthoptera, Thysanoptera and Thysanoura. A "group" could be family, class or order, the purpose being to comprise a set of individuals of similar body plan. We used richness (i.e., the number of taxonomic groups) to assess macrofauna diversity, as it is the simplest and most widely used metric for biodiversity. At both sites, the richness of the soil macrofauna was highly correlated with the Shannon index (Pearson $r=0.83-0.90$; $P<0.001$). This suggests that our simple soil biodiversity indicator was relevant for characterizing the effects of different management practices at replanting in rubber plantations.

3.6.2.5. Diachronic assessment of soil health

Soil indicators were measured on 4 dates at both sites. The first sampling was performed in the old rubber stands, just before clear-cutting (October 2017, month 0). The others were performed at 6-month intervals, in April 2018 (month 6), October 2018 (month 12) and April 2019 (month 18). Soil macrofauna were collected at months 6, 12 and 18. This diachronic approach gave us an overview of soil disturbance and the progressive restoration of soil functions after clear-cutting and land preparation.

All samplings were undertaken in the middle of the inter-row (i.e. between two planting rows). This meant that the subsoiling carried out in March 2018 did not have a direct impact on our samplings. At month 0, the experimental plots had not yet been set up, so we collected one sample per block, i.e. 4 samples per site in total. At months 6, 12 and 18, the experimental plots having been set up, one sample per plot was taken for soil indicators (i.e. 4 samples per treatment, site and date). Macrofauna samples were taken close to the soil samples collected for soil indicators in three blocks.

3.6.2.6. Disturbance rate

Since soil health improves continually as the rubber stand ages (Peerawat et al., 2018; Thoumazeau et al., 2019a), the mature stand before clear-cutting (i.e. month 0) was taken as the reference level. The sampling at month 6 was regarded as the disturbed level, as it was the closest to the clear-cutting and land preparation operations (windrowing and subsoiling). A disturbance rate (Dr) was calculated for each soil function using the following formula (Chaer et al., 2009):

$$Dr (\%) = \frac{(F_{month\ 0} - F_{month\ 6})}{F_{month\ 0}} \times 100 \quad (1)$$

where F stands for a given soil function at month 0 or month 6. The higher the Dr the stronger the disturbance of a given function. For instance, a Dr of 50 % would mean a 50 % decrease in the soil function between month 0 and month 6.

The disturbance rates of a given soil function were averaged for each site, as the treatments showed no differences in their effects on soil functions at month 6, on either site ($P > 0.05$). As a result, one disturbance rate per function and per site was computed.

3.6.2.7. Statistical analysis

Computation of soil indices

We calculated an index for each soil function (i.e. a nutrient cycle index, a carbon transformation index and a structure maintenance index), as per Obriot et al. (2016) and Thoumazeau et al. (2019b). Briefly, the 10 soil indicators were first normalized using a “more is better”, “less is better” or “optimum” response curve, depending on the indicator (Table 2).

The “optimum” response curve was chosen for soil indicators related to nutrient availability (i.e. NO₃, NH₄ and AMNO₃). The concentration of available nutrient at month 0 was chosen as the optimum value since mature rubber stands are often considered to be self-sustainable as regards nutrient cycling (Sivanadyan et al., 1995; Jessy et al., 2009). The “optimum” response curve for available soil nutrients has already been used to reflect the risk of environmental hazards, especially leaching, that high concentrations of available nutrients may entail (Obriot et al., 2016). Then, a weighted principal component analysis (PCA) based on correlation matrix was run to provide the same weight to each soil function. The indices were calculated from the relative contributions of the soil indicators to the principal components with eigenvalues > 1. A soil health index (SHI) was computed from the sum of the three indices, to reflect the multiple functions delivered by soils. All indices were calculated for each site separately, to avoid co-effects linked to the two sites' contrasting edaphic conditions.

Modelling

All statistical analyses were carried out using R software (V. 3.6.2). Level of statistical significance for all analysis was set at $P < 0.05$.

Analysis of variance (ANOVA) was used to assess whether land preparation led to significant differences between the disturbance rates of different soil functions. Student's t-test (t-test) was used to compare the disturbance rate of a given soil function to a theoretical mean $\mu=0$. A t-test resulting in a $P < 0.05$ for a given soil function indicated a significant disturbance of that function.

To calculate the degree of soil function restoration, we investigated the trend of each soil function's index over time using mixed linear models with the *lme4* R package (Bates et al., 2020). The time variable (*month*) was used as a fixed effect while the plot was used as a random effect to take into account the repeated measurements over time. The effect of logging residues management on SHI and soil functions at month 18 was also investigated using one-way ANOVA. Finally, mixed linear models were used (*lme4* package) to assess the effect of soil biodiversity on SHI and soil functions after clear-cutting and land preparation. The models were fitted using the *treatment* variable as a random effect.

For the mixed linear models, the *Akaike Information Criterion (AIC)* was used to select the random effects resulting in the most parsimonious models. All models were fitted for each site separately, as inherent parameters (soil texture especially) could hide the variability of the explanatory variables of interest (*treatment* and *month*). The normality of the residuals and the homoscedasticity of the variance residuals were checked. Where there was a significant effect ($P < 0.05$), Tukey HSD multiple comparison of means (post-hoc test) was implemented, using the *agricolae* package (de Mendiburu, 2020) for ANOVA and the *emmeans* R-package for the mixed linear models (Lenth et al., 2020).

In the PCA, Pearson coefficient of correlation was used to assess the correlation between each variable and each axis using *FactoMineR* R package (Lê and Husson, 2008). A p-value calculated from this coefficient makes it possible to tell whether a correlation was significant or not.

3.6.3. Results

3.6.3.1. Overview of the effects on soil indicators of time since clear-cutting and logging residue management

A principal component analysis incorporating the 10 soil indicators showed that soil health was strongly influenced by length of time since clear-cutting and by type of logging residue management and/or legume cover (Figure 49). At both sites, 9 out of 10 indicators were positively and significantly correlated to axis 1, explaining 36.2% and 40.6% of the variability at SAPH and SOGB respectively (Figure 49A, 49C). This pattern shows that axis 1 could be considered a gradient of soil health: individuals located to the left of axis 1 will exhibit a low level of soil health, while individuals to the right of axis 1 will exhibit a high level of soil health. At both sites, the distribution of the sampling dates on axis 1 was as follows, from lowest soil health to highest: month 6 < month 12 ≤ month 18 < month 0 (Figure 49B, 49E). As regards treatments, their distribution on axis 1 was similar at the two sites, with the following order from the left side to the right side of axis 1: R0L0 < R0L1 < R1L1 ≤ R2L1 (Figure 49C, 49F).

Axis 2 explained only 14.9% and 18.9% of the variability at SAPH and SOGB respectively. The soil indicators that contributed most to its construction were different between the two sites. The highest contributions were VESS and NH4 at SAPH, but Beerkan and POXC at SOGB.

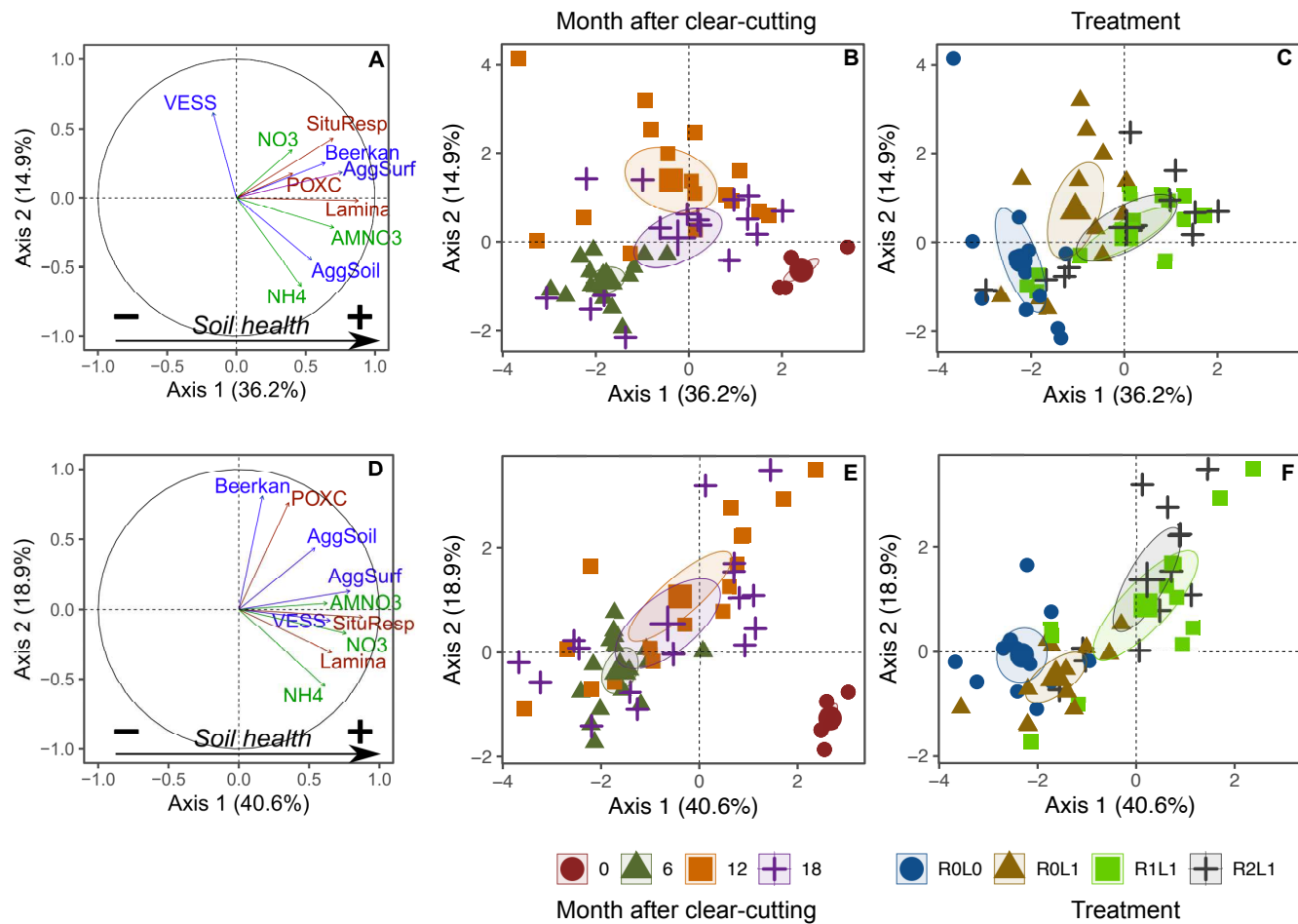


Figure 49 : Principal component analysis assessing the effects of time since clear-cutting and type of treatment on soil indicators at SAPH and SOGB (n=52). A: correlation circle at SAPH; B: graph of individuals at SAPH with the effect of time since clear-cutting; C: graph of individuals at SAPH with the effect of treatment type; D: correlation circle at SOGB; E: graph of individuals at SOGB with the effect of time since clear-cutting; F: graph of individuals at SOGB with the effect of treatment type. See Table 2 for the description of the soil indicator codes. In B, C, E and F: large symbols represent barycentres while small ones stand for individual measurements; ovals represent confidence ellipses for each time after clear-cutting (B, E) or each treatment (C, F). R0L0: all logging residues removed from the plot, no legume; R0L1: all logging residues removed from the plot, legume; R1L1: trunk removed from the plot (twigs, leaves and stumps left on-site), legume; R2L1: no logging residues removed (trunks, twigs, leaves and stumps remaining left on-site), legume.

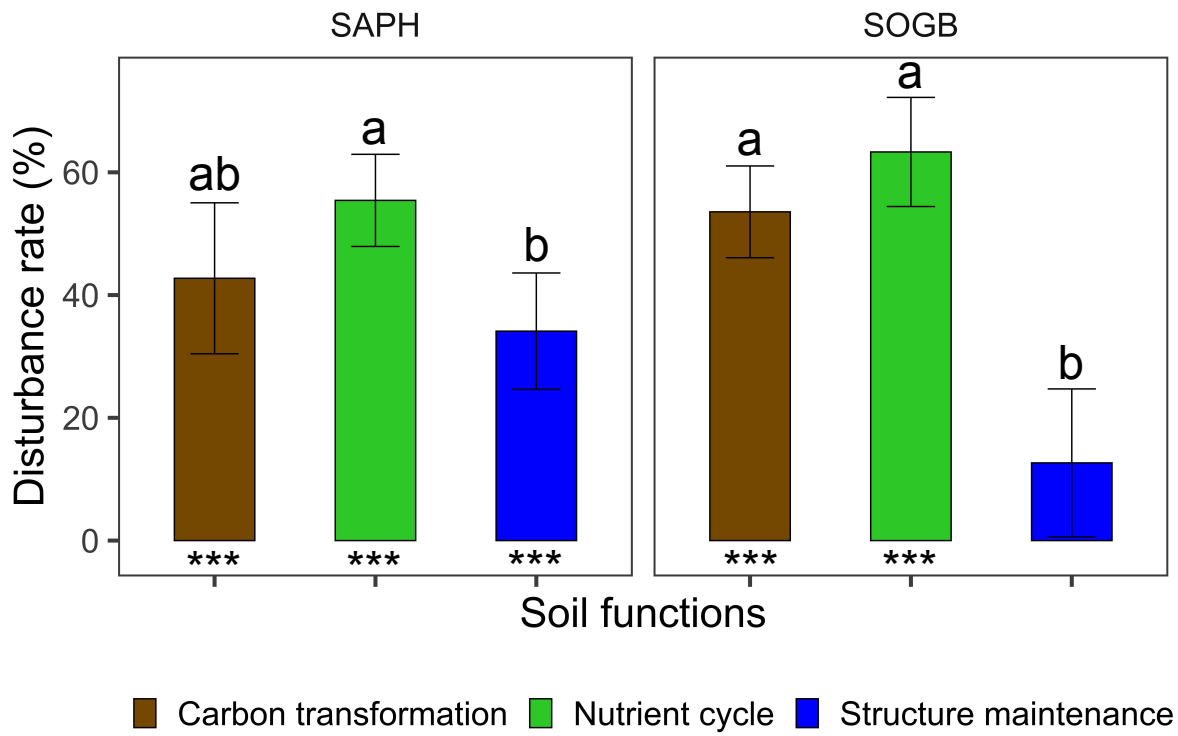


Figure 50 : Disturbance rates (%) of soil functions at SAPH and SOGB (n=4) between month 0 and month 6. Different letters indicate significant differences between soil functions at a given site after the Tukey post-hoc test with $P < 0.05$. Vertical bars correspond to standard deviation. Asterisks indicate the P values of the t-test comparing the mean of a given soil function to the theoretical value $\mu = 0$. *** $P < 0.001$.

3.6.3.2. Level of disturbance of soil functions after clear-cutting and land preparation

Disturbance rates were calculated to assess the disturbance of each soil function between month 0 (before clear-cutting) and month 6 (after clear-cutting and land preparation). Clear-cutting and land preparation resulted in significant disturbance to all soil functions at both sites (t-test: $P < 0.001$), except for structure maintenance at SOGB (t-test: $P > 0.05$) (Figure 50). At both sites, disturbance rates were highest for nutrient cycling and carbon transformation, while structure maintenance exhibited the lowest disturbance rate.

3.6.3.3. Restoration of soil functions from 6 to 18 months after clear-cutting

Carbon transformation function. In treatment R0L0 the carbon transformation index decreased significantly (SAPH) or was stable (SOGB) between month 6 and month 18 (Figure 51A). In all others treatments, the carbon transformation index increased at both sites from month 6, although the differences were not always statistically significant. At SAPH, the index followed the same trend with treatments R0L1, R1L1 and R2L1. It ranged from 0.20 to 0.23 at month 18, these values being intermediate between those of month 0 (reference level) and month 6 (disturbed level). The index increased more, and faster, at SOGB in treatments with logging residues (R1L1 and R2L1 treatments); at month 12 it was not statistically different to month 0 and it then remained stable until month 18.

Nutrient cycling function. From month 6, in almost all treatments and at both sites, the nutrient cycle index was fairly stable with no statistical differences at the end of the study (month 18) compared to month 6 (Figure 51B). There were 2 exceptions: in control treatment R0L0 at SOGB, the index continued to decrease significantly from month 6 to month 18, while in the R2L1 treatment at SAPH, this index was significantly higher at month 18 than at month 6.

Structure maintenance function. The structure maintenance index after 18 month was not statistically different to month 0 in the R0L0, R1L1 and R2L1 treatments at SAPH and in the R0L1 and R2L1 treatments at SOGB, attesting a full restoration of this function (Figure 51C). In R0L1 at SAPH and R0L0 at SOGB, the structure maintenance index kept decreasing after clear-cutting and the value at month 18 was statistically different to month 0, attesting a continuous decline of this soil function. Finally, in R1L1 at SOGB, no statistical difference of the structure maintenance index among months was found.

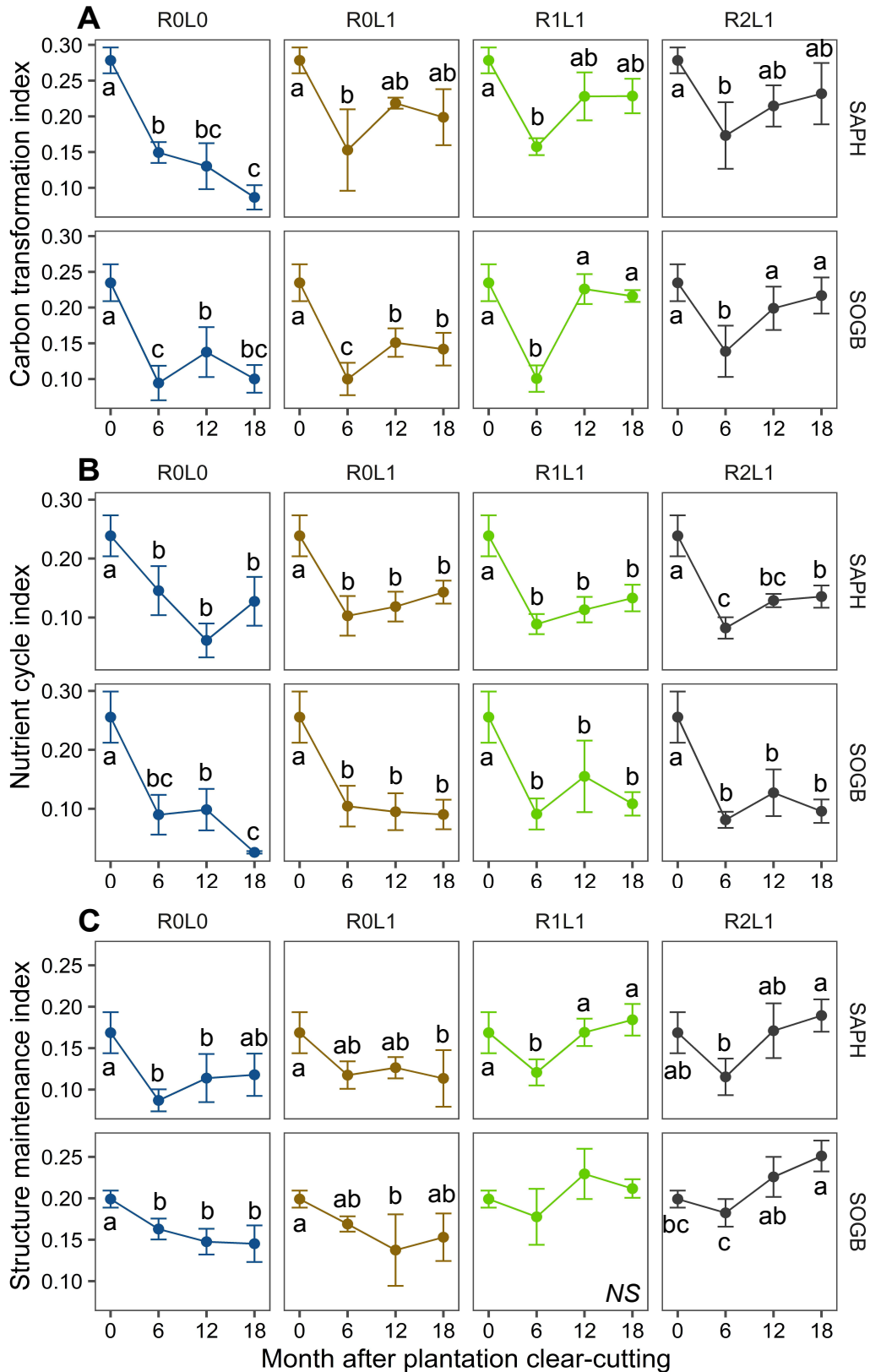


Figure 51 : Changes in the carbon transformation (A), nutrient cycling (B) and structure maintenance (C) functions over time at SAPH and SOGB with the four treatments (n=4). Vertical bars correspond to standard deviation. Different letters indicate significant differences between months for a given site and treatment after the Tukey post-hoc test with $P < 0.05$. NS: non-significant differences among months at $P < 0.05$.

3.6.3.4. Effect of treatments on soil health index 18 months after clear-cutting

The SHI at month 18 differed significantly among treatments at both sites, with the highest values in the treatments with logging residues (R2L1 and R1L1) and the lowest in R0L0 (Figure 52). As with SHI, the carbon transformation, nutrient cycling and structure maintenance indices were significantly higher in the treatments with logging residues (R1L1 and R2L1) than in the control treatment (R0L0) at both sites, except for the nutrient cycle index at SAPH where there were no statistical differences between treatments.

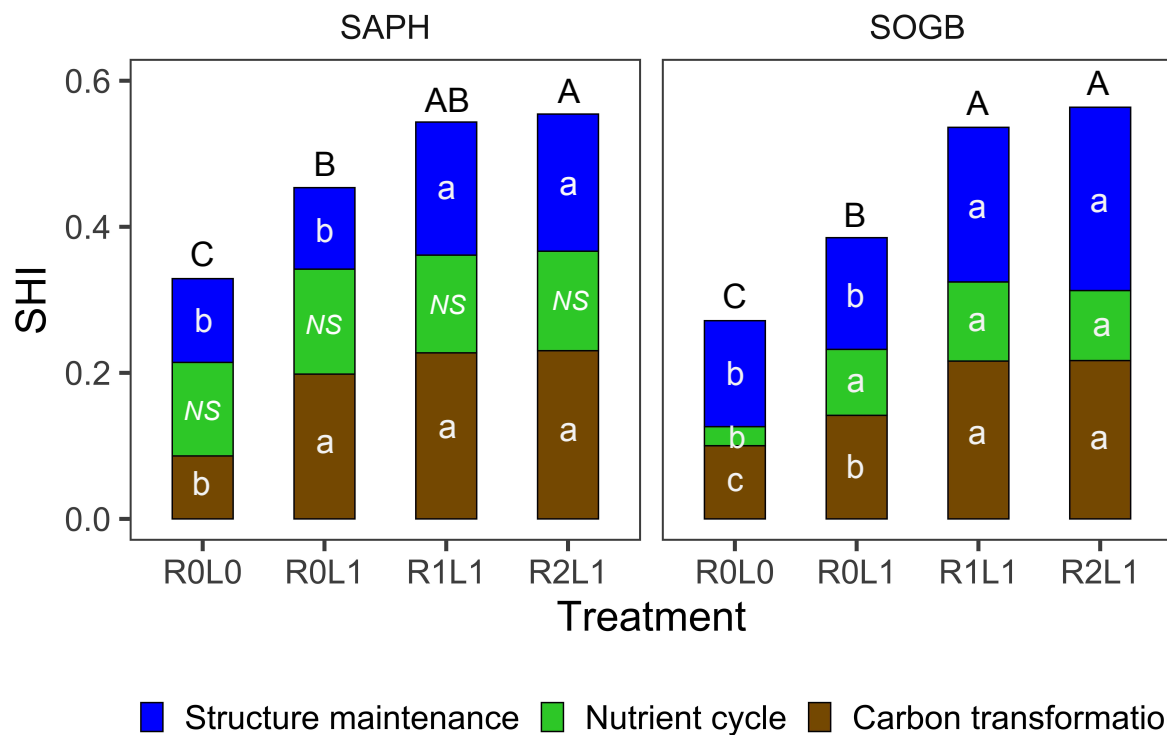


Figure 52 : Soil health index (SHI) in the different treatments at month 18 at SAPH and SOGB (n=4). Different capital letters indicate significant differences of SHI between treatments at a given site after the Tukey post-hoc test ($P<0.05$). Different lower-case letters mean significant differences in soil functions between treatments at a given site after the Tukey post-hoc test ($P<0.05$). NS: non-significant difference among treatments at $P<0.05$.

3.6.3.5. Relationships between soil functions and soil macrofauna diversity

The diversity of the soil macrofauna increased radically from month 6 to month 12 and then remained stable between months 12 and 18 in all treatments at both sites, except for R0L0 where there was no change in diversity over time. At month 18, the treatments with logging residue input (R2L1 and R1L1) exhibited significantly higher soil macrofauna diversity than treatments without logging residues (R0L1 and R0L1), at both sites.

The relationships between soil macrofauna diversity and the SHI, carbon transformation index and structure maintenance index were positive and significant at both sites (Figure 53A, 53B, 53D). The nutrient cycle index was an exception, showing a non-significant relationship at both sites (Figure 53C). The model coefficients (intercept and slope) of the significant relationships were very similar between the two sites.

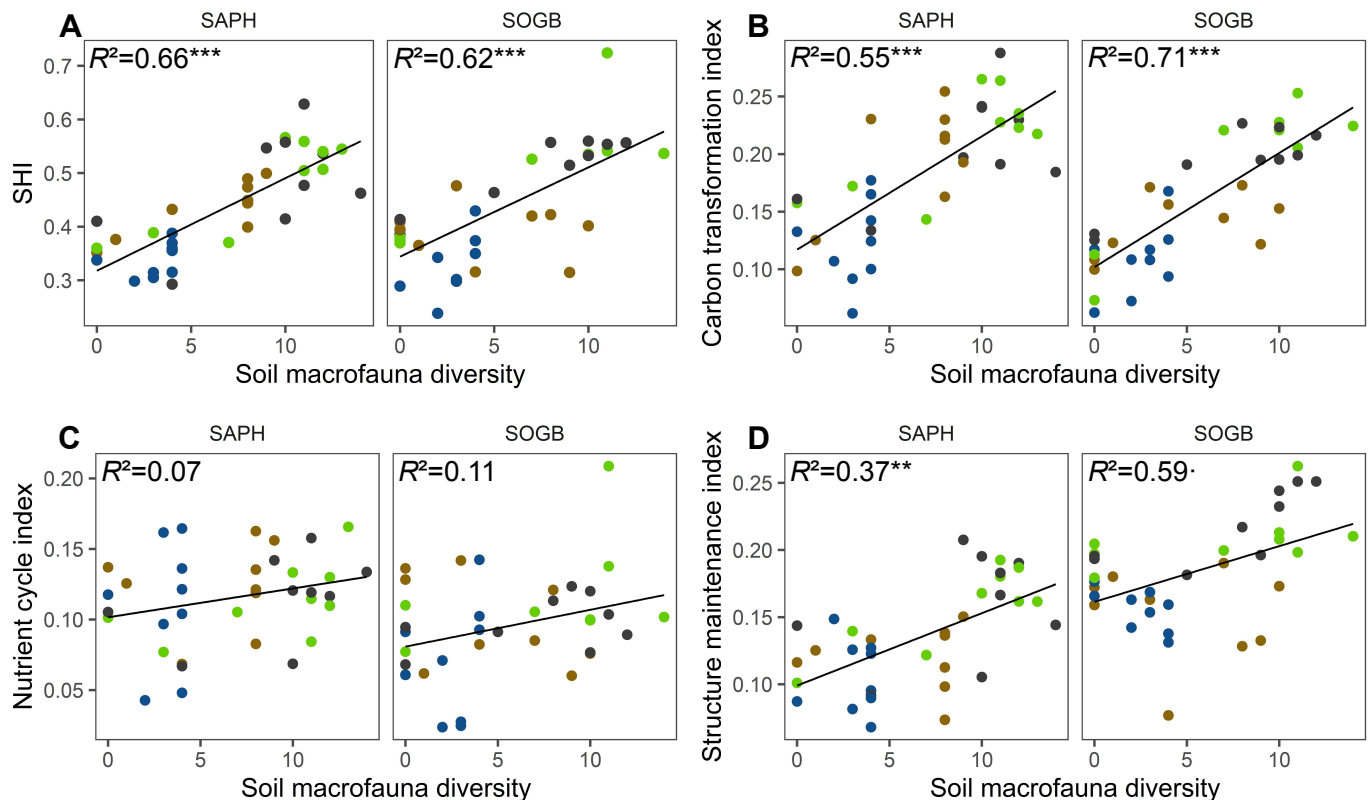


Figure 53 : Relationships between soil macrofauna diversity (richness in taxonomic groups) and soil health index (A), carbon transformation (B), nutrient cycling (C) and structure maintenance (D) functions at SAPH and SOGB (n=36). Blue dots stand for treatment R0L0, orange dots for treatment R0L1, green dots for treatment R1L1 and grey dots for treatment R2L1. R^2 values correspond to conditional R^2 , taking into consideration both fixed and random effects. $P \leq 0.10$, $P < 0.05$, $P < 0.01$, and $P < 0.001$ are indicated by ·, *, **, ***, respectively.

3.6.4. Discussion

3.6.4.1. How clear-cutting and land preparation impact soil functions

We have demonstrated that all the soil functions studied were significantly and negatively affected by clear-cutting and land preparation at both sites, except for structure maintenance at SOGB. At both sites, nutrient cycling was the function most strongly affected. Nitrate and ammonium concentrations in the topsoil increased sharply over the 6 months following clear-cutting. The nutrient cycle index was computed using the “optimum” response curve, with the concentration of mineral N at month 0 as optimum value. The increase in soil N concentration in month 6 resulted in a decrease in the nutrient cycling index. This confirms our choice of the “optimum” response curve for the computation of this index (Obriot et al., 2016), in that large amounts of ammonium and nitrate may be leached in the first years after replanting, when the rubber tree roots have not yet spread very far (Otoul, 1960). Soil solution samples collected in ceramic cup lysimeters at the SAPH site showed very high concentrations of mineral N throughout the soil profile to a depth of 2 m in treatments R0L1 and R2L1 (data not shown) throughout the study period, which confirms the risk of nutrient leaching during this period. The sharp increase in soil mineral N after clear-cutting and land preparation could be due firstly to an increase in N mineralization linked to higher soil temperature after the clear-cut (Gutiñas, 2012). Secondly, it could be linked to a drop in N uptake by plants after the rubber trees were felled and the weeds removed during land preparation (Bergholm et al., 2015).

The significant disturbance to carbon transformation is consistent with previous studies dealing with the impact of plantation clear-cutting on soil indicators related to that function. Plantation clear-cutting has led to a reduction in microbial and fungal abundance after soil compaction during logging operations (Hartmann et al., 2014), a major decrease in soil organic carbon in the topsoil (Rab, 1994) and a decline in the abundance of macroarthropod communities (Blasi et al., 2013)

A drop in soil structure maintenance was expected after clear-cutting and land preparation since the use of heavy machinery is known to negatively influence soil physical properties. Surprisingly, structure maintenance was the least disturbed function at both sites. This cannot be explained by the decompacting effect of subsoiling, since the soil was sampled in the inter-rows and the subsoiling was carried out in the planting rows. It might be explained by the fact that soil structure had already started to be restored by month 6. High functional redundancy among soil macrofauna in their soil structure maintenance role could enable soil structure to recover faster than the other soil functions (cf. section 4.3). The fact that this function was less disturbed at SOGB than at SAPH is not consistent with an earlier finding that fine-textured soils are more sensitive to vehicle-induced compaction than coarse-textured soils (Mariotti et al., 2020). We suggest, first, that higher rainfall at SAPH at the time when vehicles were passing

(November 2017 for clear-cutting and March 2018 for subsoiling) may have caused greater disturbance to soil structure at that site, as high soil moisture increases the effects of vehicle-induced compaction (Shah et al., 2017). Secondly, the visibly faster growth of *Pueraria phaseoloides* after clear-cutting at SOGB could explain why soil structure disturbance was less at this site than at SAPH (data not shown), since legumes play a key role in enhancing soil physical properties in degraded systems (Salako et al., 2001). This highlights the importance of fast legume growth and of sowing as early as possible after plantation clear-cutting.

3.6.4.2. Restoration of soil functions after disturbance: what is the best management strategy?

The management of logging residues and legume sowing consistently influenced soil restoration processes at both sites, with different patterns over time for the different soil functions. The soil functions that recovered most quickly as a result of adding logging residues were carbon transformation and structure maintenance, while little effect was detected on the restoration of nutrient cycling.

Many studies show that logging residues have a strong impact on soil indicators related to carbon transformation. In eucalypt plantations, keeping logging residues on the soil surface after clear-cutting increased the microbial biomass in Brazil (Maillard et al., 2019; Oliveira et al., 2021) and greatly increased soil carbon respiration (Versini et al., 2013; Epron et al., 2015). Importantly, in our study the application of low (R1L1) or high (R2L1) amounts of logging residues on the soil surface did not significantly influence the restoration of carbon transformation function. This could be due to differences in decomposition rate between residue components (trunk, branch, leaves and stump). Trunks, which differentiated treatment R2L1 from R1L1, are slowest to decompose given their high carbon to nitrogen ratio. And trunks make up the largest proportion of the stand's total biomass at clear-cut, amounting to about 150 t ha⁻¹ (Perron et al., 2021). Trunks decompose completely in 29 months, while leaves and twigs decompose within 6 and 12 months respectively, according to the only reference that deals with the decomposition of logging residues in rubber plantations (Yew, 2001). So our 18-month diachronic study was probably too short to detect the effects of trunk decomposition on soil functioning. We suggest that further samplings would be needed to detect a possible difference between treatments R1L1 and R2L1 with regard to carbon transformation and structure maintenance. Further research, addressing the decomposition dynamics of each type of logging residue, would be useful for gaining insight into SOC and nutrient releases.

When logging residues were exported from plots (in R0L0 and R0L1), the structure maintenance index was not restored within the first 18 months after clear-cutting at either site. By contrast, in treatments with logging residues (R1L1 and R2L1) full restoration of the index

was observed over 18 months. This suggests that input of logging residues plays a major role in the improvement of this function, while legume cover has little effect. The addition of fresh organic matter (such as logging residues) is known to greatly enhance soil macrofauna activity (Bengtsson et al., 1997), which directly influences soil structure by improving macroporosity (Bottinelli et al., 2015). Carbon transformation, however, was strongly influenced by the cover crop in the plots without logging residues. Partial restoration of this function within 18 months was observed in R0L1, while it was still significantly disturbed in R0L0 at both sites at month 18. Our results confirm the crucial role of legume cover crops on soil indicators linked to carbon transformation in rubber plantations, as highlighted in previous studies (Watson, 1957; Broughton, 1977).

Interestingly, at SAPH, restoration of the carbon transformation index over 18 months after clear-cutting was not affected by the amount of logging residues on the soil surface in plots with the legume cover crop (i.e. comparing treatments R0L1, R1L1 and R2L1). *Pueraria phaseoloides* is characterized by high carbon accumulation in its aboveground biomass in the first year after replanting rubber trees ($3.6 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$), with 50% of the carbon in its litter released within 7 days (Clermont-Dauphin et al., 2016). So the considerable carbon input to the soil through legume litter could have been enough to mask the effect of logging residues on the carbon transformation index at SAPH.

The nutrient cycling function was not restored within our study period in any treatment at either site, except for treatment R2L1 at SAPH, where a significant increase was observed at month 18. After a peak at month 6, concentrations of mineral N in the topsoil decreased steadily (data not shown). The concentration of nitrate remained higher than the initial optimum value (month 0), while the concentration of ammonium decreased below the initial optimum value at both sites. This trend in mineral N concentration, characterized by a nitrate to ammonium ratio > 1 , indicates large amounts of available N and an open N cycle, as reported in a post-agricultural succession (Xiao et al., 2018). The low nutrient cycling index 6 months after clear-cutting and onward points to a risk of N losses through leaching and environmental issues, such as eutrophication. This hypothesis is corroborated by the high N concentrations to a depth of 2 m, which we found in soil solutions collected over the study period using ceramic cup lysimeters in R2L1 and R0L1 plots at SAPH (data not shown). An increase in the nutrient cycling index is expected at a later date, through (1) a decrease in N mineralisation after logging residue decomposition (Mendham et al., 2004; O'Connell, 2004), and (2) a strong increase in the rubber trees' demand for N (Perron et al., 2021) with a concomitant exploration of the upper soil layers by rubber tree roots.

Finally, the similarity in restoration patterns between the two sites for nutrient cycling and structure maintenance with the different treatments suggests that moderate differences in soil texture have little effect on the restoration of these soil functions. On the other hand, the carbon

transformation function was restored faster at SOGB (clay + silt content: 33 %) than at SAPH (clay + silt content: 12 %) with treatments R0L1, R1L1 and R2L1. Faster restoration of soil microbial functions in clay soils than in sandy soils has already been reported in the tropics (Schimann et al., 2007). Our result is consistent with this, given that higher clay content in a soil entails higher SOC, a key soil component closely linked to soil indicators related to carbon transformation (i.e. labile carbon, soil basal respiration and mesofauna activity) (Swift et al., 1991, 2004).

3.6.4.3. What is the role of soil macrofauna diversity in providing soil functions?

While the key role of soil biodiversity in soil functioning is frequently pointed out (e.g. Bardgett and van der Putten, 2014), field studies showing relationships between soil biodiversity and soil functions are scarce. Most of the relationships highlighted through linear regressions in the literature suffer from low explanatory power (Delgado-Baquerizo et al., 2020; Li et al., 2020). Here, we demonstrate with highly significant models ($P \leq 0.01$; $R^2 = 0.37-0.71$) at two experimental sites that soil macrofauna diversity is linked to soil health and soil functions. We found positive relationships between soil macrofauna diversity and the indices of carbon transformation, at both study sites. The nutrient cycling index, however, was not significantly linked to soil macrofauna diversity. The indicator used in our study relates to N cycling, which mainly depends on soil microorganisms (Horz et al., 2004). In future studies the soil biodiversity index should include soil bacteria and archaea diversities to be more representative of soil biodiversity as a whole.

A steeper slope in the carbon transformation model than in the structure maintenance model indicates that the loss of one macrofauna taxonomic group would result in a greater loss of carbon transformation than of structure maintenance. This pattern suggests that the soil macrofauna has less functional redundancy for providing carbon transformation than for structure maintenance. High functional redundancy may act as buffer against the impact of biodiversity loss on soil functioning after disturbance (Griffiths and Philippot, 2012). Greater functional redundancy of the soil macrofauna with regard to structure maintenance would be consistent with the low level of disturbance of this function after land preparation at both sites in our study. High functional redundancy in the macrofauna with regard to soil structure has already been demonstrated in microcosm and field experiments (Davidson and Grieve, 2006). However, further investigation is needed to assess the distinct functional contributions of different soil organisms (bacteria, fungi, nematodes, etc.) to soil restoration after clear-cutting in rubber plantations, to identify key taxonomic groups that provide critical soil functions.

The model parameters for the relationship between SHI and macrofauna richness were similar at SAPH and SOGB. This suggests that environmental features and inherent soil conditions such as texture do not significantly affect the way soil biodiversity drives soil

functions. A decrease in macrofauna species richness can therefore result in a loss of soil functions to the same degree in any rubber plantation. This is consistent with the finding in a recent study exploring the role of soil biodiversity on ecosystem multifunctionality across 5 continents and 83 locations (Delgado-Baquerizo et al., 2020).

3.6.4.4. Consequences for plantation management

Currently, logging residues are seldom burnt in commercial rubber plantations, the trunks and branches being mainly exported commercially for timber or fuelwood. Even though this practice removes large amounts of carbon and nutrients from the plots (Perron et al., 2021), in our study soil function restoration was the same whether trunks were exported (R1L1) or not (R2L1). Thus far, and given the increasing worldwide demand for biomass energy (Krukanont and Prasertsan, 2004), this result suggests that trunks would be best used for power production rather than leaving them on the plot. However, the large amounts of carbon and nutrients stocked in the trunks (~400, 100 and 200 kg ha⁻¹ of N, P and K respectively) at the clear-cut stage are very likely to benefit both soil functioning and rubber tree nutrition once they have decomposed completely (Perron et al., 2021). Keeping all logging residues on-site could stimulate the biogeochemical cycling of nutrients, as already demonstrated in eucalypt plantations (Versini et al., 2014), and reduce the need for mineral fertilization at the start of the rotation (Vrignon-Brenas et al., 2019). Further studies in young rubber plantations are needed to confirm or refute this hypothesis.

The substantial disturbance of soil functions through clear-cutting and land preparation in our study calls for a change in management practices to reduce such disturbance. For the clear-cutting, bulldozers might be replaced by lighter machinery such as a combination of chainsaw to fell the tree and excavator to remove the stump. This is already the practice on some commercial plantations. Subsoiling, which also involves a bulldozer, may be unnecessary in light, sandy soil conditions such as at SAPH. The effect on soil functioning of not removing the stumps could also be investigated, as stump removal is very likely to cause severe soil disturbance. In a such case, the development of root rot disease on the young rubber trees should be carefully monitored at the beginning of the plantation cycle (Nandris et al., 1987).

Finally, the land preparation phase when the ground is left bare should be as short as possible, as shown by the lack of soil function restoration in the R0L0 treatment. To this end, we suggest (1) reducing the gap between clear-cutting and replanting as much as possible, (2) sowing the legume as early as possible after clear-cutting and (3) spreading the logging residues over a larger area of the plot.

3.6.5. Conclusion

This study emphasizes the beneficial role of logging residues and a legume ground cover in restoring soil functions after severe disturbance caused by clear-cutting and land preparation in rubber plantations. The main results were similar at both study sites despite their contrasting soil properties: (1) clear-cutting severely disturbed the carbon transformation and nutrient cycling functions; (2) leaving logging residues on the ground improved the restoration of carbon transformation and structure maintenance, but showed no impact on nutrient cycling; (3) the relationship between soil macrofauna diversity and soil health is both strong and positive.

The severe disturbance of soil functions during clear-cutting and land preparation suggests that alternatives that cause less disturbance, such as not removing stumps or not subsoiling in light soil conditions, should be investigated. The similarities between the two sites in their patterns of soil function restoration suggest that adding large amounts of organic matter, by spreading logging residues and/or sowing a legume, is essential for supporting soil functions and hence for the sustainability of rubber plantations. Our findings provide evidence that soil macrofauna diversity is crucial for maintaining soil health across different tropical soil conditions. In rubber plantations, more thorough knowledge of soil biodiversity and soil health is needed to help design more sustainable plantation management systems, especially as regards the clear-cutting and land preparation periods.

4. Discussion générale

Cette étude est à l'origine de résultats inédits sur les principaux flux des cycles biogéochimiques en plantations d'hévéas immatures, quantifiés sur 2 sites contrastés en Côte d'Ivoire pendant les 3 premières années après la plantation. Pour la première fois à notre connaissance, des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux à l'échelle du sol ont pu être établis annuellement pour différents scénarios de gestion des résidus d'abattage et de fertilisation. Les stocks d'éléments minéraux dans les principaux compartiments de l'agroécosystème (hévéas, plante de couverture et sol) ont aussi été évalués. La santé du sol a été suivie pendant les 18 premiers mois suivant l'abattage sur les 2 sites pour évaluer sa cinétique de restauration après cette phase critique. La dynamique d'accumulation des éléments dans le peuplement sur un cycle de plantation complet, aux âges de 2, 5, 20 et 40 ans, a été évaluée dans un dispositif annexe aux conditions comparables, en termes de sol et de climat, au dispositif expérimental principal.

Un effet positif et significatif des résidus d'abattage sur les cycles biogéochimiques et la santé du sol dans l'agroécosystème, dès la première année après la plantation, a été démontré. Globalement, l'apport de résidus d'abattage stimule les flux de prélèvement par la végétation (hévéa et plante de couverture), améliore la croissance du peuplement, restaure rapidement la santé du sol après l'abattage de la plantation précédente et augmente les stocks d'éléments dans les différents compartiments de l'agroécosystème. Les pertes d'éléments sont soit identiques (drainage profond), soit réduits (érosion) par rapport à un scénario sans restitution. L'apport de résidus d'abattage, combiné au semis d'une plante de couverture, est donc une pratique bénéfique et appropriée pour le bon fonctionnement biogéochimique d'un jeune peuplement d'hévéas.

Dans cette discussion, nous proposons dans un premier temps de faire une synthèse des flux et stocks d'éléments minéraux, qui permettra de faire ressortir les grandes tendances du fonctionnement biogéochimique des 5 éléments majeurs. Dans un second temps, le fonctionnement biogéochimique sera investigué sur un cycle de plantation complet à lumière des résultats de cette étude. Les conséquences sur la gestion d'une plantation d'hévéas immature seront abordées sous le prisme de la durabilité du système en veillant à assurer une forte productivité du peuplement tout en préservant les sols à long terme. Enfin, une analyse critique des résultats sera effectuée et les fronts de recherche ouverts par cette étude seront présentés.

4.1. Synthèse des flux et stocks d'éléments

L'objectif de cette partie est de dresser de grandes tendances du fonctionnement biogéochimique par groupe d'éléments minéraux au comportement similaire. L'effet de l'apport de résidus d'abattage et l'effet du type de sol sur les cycles biogéochimiques seront discutés dans une partie suivante (4.3.). Un seul scénario de gestion lors des 3 premières années après la plantation sera considéré, sur un site d'étude. Le scénario correspondant à une restitution complète de résidus d'abattage sans fertilisation (R2F0) a été retenu, d'abord parce qu'il constitue une situation intermédiaire entre le traitement R0F0 (pas de restitution de résidus d'abattage et pas de fertilisation) et les traitements R2F1 et R3F0 en termes d'apport externe d'éléments minéraux par les résidus d'abattage ou la fertilisation ; et ensuite car il s'agit du scénario que l'on peut considérer le plus agroécologique (i.e., restitution de matières organiques sur site et non utilisation d'engrais de synthèse) et le plus opérationnellement réalisable. Le site de la SAPH a été choisi car les flux de drainage y ont été évalués et ils représentent une part importante des flux d'éléments dans notre étude.

Les éléments ont été regroupés en fonction de certaines similitudes de fonctionnement biogéochimique :

- Le N et le P totaux, 2 éléments présents sous formes organiques et minérales, caractérisés par des stocks élevés dans le sol par rapport aux flux.
- Le K échangeable, élément très mobile au renouvellement rapide dans le sol, avec des flux de prélèvement et retour au sol élevés par rapport aux stocks dans le sol.
- Le Ca et le Mg échangeables, qui ont un fonctionnement intermédiaire entre N-P et K, dans le sens où les stocks dans le sol représentent une part importante tout comme le N-P, mais avec un renouvellement relativement rapide.

4.1.1. Cycles de l'azote et du phosphore

Les stocks totaux de N et P du sol sur l'horizon 0-30 cm augmentent lors des 3 premières années, en lien avec l'entrée d'éléments via l'apport de résidus d'abattage (Figure 54 et Annexe 21). La minéralisation intense du N sur l'ensemble du suivi, représentant de 10 à 17 % du N total dans la couche 0-30 cm chaque année, conduit à un drainage conséquent de nitrates. Ils se retrouvent en quantité importante dans les flux d'eau à 100 et 200 cm de profondeur la première année après la plantation. D'après nos observations à cet âge, les racines fines d'hévéas ne prospectaient par encore ces profondeurs, mais celles de la plante de couverture sont susceptible d'être présentes d'après la bibliographie (Clermont-Dauphin et al., 2016). Le flux de drainage de nitrates élevé à 200 cm de profondeur la 1^{ère} année ne migrent pas à 400 cm les années suivantes, ce qui peut provenir soit d'un prélèvement racinaire, soit d'un drainage dans les zones intermédiaires (entre 200 et 400 cm) suivi d'une rétention sur la capacité d'échange anionique. Cette dernière est non négligeable dans des sols acides et riches en oxyhydroxydes métalliques. Les nitrates sont adsorbés sur la phase solide du sol, notamment sur les kaolinites et les oxydes de Fe et Al, par le même mécanisme que l'adsorption des cations sur la capacité d'échange cationique (CEC) (Weil and Brady, 2017). Dans notre étude, la capacité d'échange anionique joue très probablement un rôle important dans le stockage des nitrates, limitant les pertes par drainage profond.

Le flux de sortie de N par drainage profond (en moyenne $\sim 50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) est inférieur à l'entrée de N liée à la fixation symbiotique de la légumineuse (entre 80 et $175 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Le P ne bénéficie pas de cette entrée mais suit un schéma plus conservateur avec des cycles très peu ouverts sur l'extérieur, comme l'atteste les flux de drainage négligeables ($< 0.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) sur la totalité des périodes de suivi. Cet élément, fortement retenu sur la phase solide du sol, notamment dans les sols tropicaux riches en oxydes et hydroxydes de Fe et Al, est en effet très peu sujet au drainage. Les pertes par drainage de N, correspondant aux drainages à 400 cm de profondeur, sont relativement faibles par rapport aux stocks totaux du sol (de 1.4 à 1.8 % des stocks du sol sur les 3 premières années). Elles correspondent à environ 10 % de la production de nitrate. Les nitrates dépassant le seuil de 400 cm de profondeur fixé dans cette étude ne sont pas nécessairement perdus. Ils peuvent être retenus sur la capacité d'échange anionique puis prélevé par les racines d'hévéas dont la prospection en profondeur devrait se poursuivre les années suivantes. A l'âge de 3 ans, les racines fines atteignaient au moins 400 cm de profondeur d'après nos observations (Annexe 16).

Bien que la plante de couverture soit un compartiment mineur en termes de stock, les flux de prélèvement et de retours au sol qui y sont liés sont prépondérants dans les cycles biogéochimiques du N et du P lors des 2 premières années après la plantation. Ils diminuent au cours du temps, en lien avec le dépérissement de la plante de couverture, alors que les

flux de prélèvement par le peuplement prennent une ampleur croissante, jusqu'à égaler ceux de la plante de couverture en 3^{ème} année de plantation. Dans le peuplement, on observe une intensification progressivement des mécanismes de recyclage (résorption et chutes de litières au sol), bien que ces flux restent encore mineurs dans une plantation de 3 ans.

En phase mature, à 20 et 40 ans, le peuplement d'hévéas devient un compartiment majeur de l'agroécosystème (Figure 55 et Annexe 22). Le stock de N dans le peuplement de 40 ans correspond à 40 % du stock de N dans le sol sur l'horizon 0-30 cm, contre 8 % à l'âge de 3 ans. Une végétation de sous-étage peu dense composée de plantes ombrophiles est présente dans l'interligne, dont les stocks en N et P sont plus de 5 à 14 fois inférieurs à ceux mesurés en début de cycle de plantation dans la plante de couverture. Les flux de prélèvement et de retours au sol liés à cette végétation, non déterminés dans cette étude, sont probablement très faibles. Le système semble globalement plus conservatif pour ces 2 éléments, avec (1) des flux de recyclage désormais non négligeables assurant les besoins de croissance du peuplement ; (2) des prélèvements par le peuplement fortement réduits ($167 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de 2 à 3 ans contre $7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de 20 à 40 ans) et (3) des sorties d'éléments faibles par l'export de latex. Ils s'élèveraient à $3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $0.5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ à l'âge de 20 ans et à $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ à 40 ans, sur la base des rendements à ces âges issus de la base de données rubberclone (non publiée) et des concentrations en éléments dans le latex issues de la littérature (Chotiphan et al., 2019). Il est probable que les pertes par drainage profond soient très faibles, en lien avec le développement du système racinaire en profondeur et la diminution des entrées d'éléments minéraux par rapport au début du cycle (flux d'entrée par les résidus d'abattage nul), bien qu'à notre connaissance aucune donnée ne soit disponible dans la littérature.

A tout âge, les apports atmosphériques sont un flux entrant mineur pour le N et le P. Cependant, bien qu'ils soient inférieurs aux pertes par drainage lors des 3 premières années après la plantation, ils sont supérieurs aux exportations via le latex à l'âge de 20 et 40 ans. Malgré la faible entrée de N et P par les apports atmosphériques, ils sont donc importants dans le maintien d'un bilan positif de N et P à l'échelle d'un cycle de plantation.

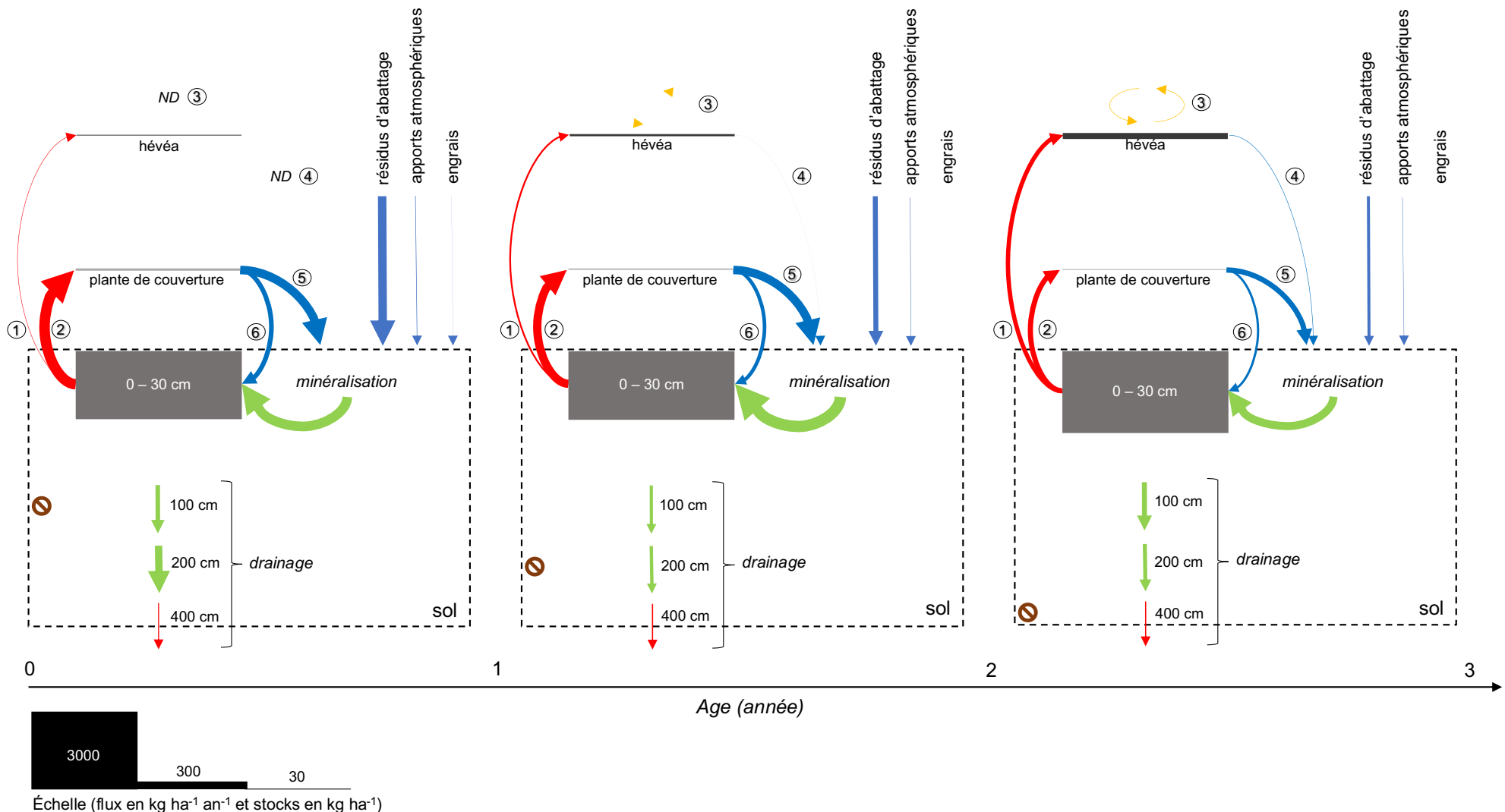


Figure 54 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de N dans un scénario de restitution complète des résidus d'abattage sans fertilisation (traitement R2F0) à la SAPH à 0-1, 1-2 et 2-3 ans. 1 : prélèvement par les hévéas ; 2 : prélèvement par la plante de couverture ; 3 : résorption foliaire ; 4 : chute de litière des hévéas ; 5 : chute de litière de la plante de couverture ; 6 : fixation symbiotique. Flèche rouge : flux sortant à l'échelle du sol ; flèche bleue : flux entrant à l'échelle du sol ; flèche verte : flux biologique interne au sol ; flèche orange : flux interne à l'arbre. N total dans le sol. Les largeurs des flèches et des rectangles sont proportionnelles aux valeurs des flux et stocks. ND : non déterminé. Ø : limite de prospection racinaire estimée.

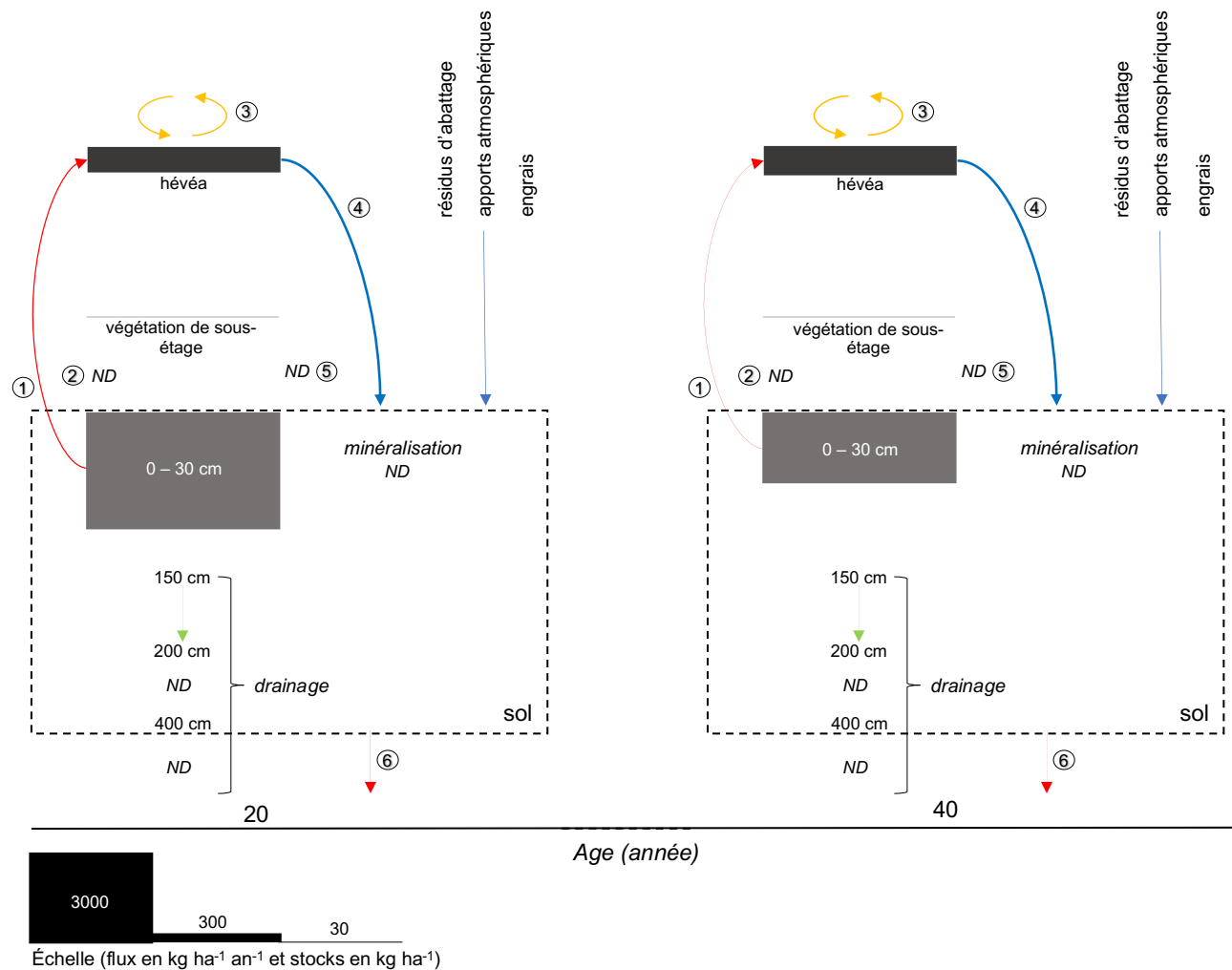


Figure 55 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de N dans une plantation de 20 et 40 ans. 1 : prélèvement par les hévéas (cf. article 1) ; 2 : prélèvement par la végétation de sous-étage ; 3 : résorption foliaire (Li et al., 2016 pour les taux de résorptions en complément de l'article 1 pour la minéralomasse dans le feuillage) ; 4 : chute de litière des hévéas (N'Dri et al., 2018; Zhu et al., 2022) ; 5 : chute de litière de la plante de couverture ; 6 : export via le latex (Chotiphan et al. (2019) pour les concentrations en N dans le latex couplé la base de données IFC-rubberclones, non publiée, pour les rendements en latex). Flèche rouge : flux sortant à l'échelle du sol ; flèche bleue : flux entrant à l'échelle du sol ; flèche verte : flux biologique interne au sol ; flèche orange : flux interne à l'arbre. La largeur des flèches et des rectangles est proportionnelle à la valeur des flux et stocks. Stock dans le sol (N total) et les hévéas : cf. article 1 ; Flux de drainage à 150 cm : Kurniawan et al. (2018). ND : non déterminé.

4.1.2. Cycle du potassium

La particularité du K vient de sa forte mobilité et de son renouvellement rapide dans l'agroécosystème, comme l'atteste l'importance des flux comparés aux stocks lors des 3 premières années après la plantation (Figure 56). Les flux liés à la plante de couverture sont très élevés ; ils diminuent au cours du temps pour laisser une place croissante au flux de prélèvement par le peuplement. Les stocks de K dans le sol et dans la plante de couverture diminuent tout au long de la période de suivi tandis que le peuplement accumule du K dans sa biomasse. L'entrée de K par la décomposition des résidus d'abattage ne permet pas d'endiguer la baisse des stocks de K échangeable dans le sol sur l'horizon 0-30 cm, en raison (1) de la forte accumulation de cet élément dans le peuplement et (2) des flux de drainage importants à 100 et 200 cm de profondeur, qui s'intensifient d'une année à l'autre. Ces flux de drainage conséquents en 3^{ème} année de plantation n'aboutissent pas à des pertes significatives au-delà de 400 cm de profondeur. Les ions K⁺ ont donc été prélevés par le peuplement et/ou ont été retenus sur la CEC, qui augmente progressivement avec la profondeur en lien avec l'augmentation des teneurs en argiles.

A l'âge de 3 ans, la diminution des entrées de K dans le sol d'un côté et son accumulation dans le peuplement de l'autre pose des questions sur la biodisponibilité de cet élément pour les années à venir. A l'inverse du N et du P, le cycle du K ne repose pas sur des stocks importants dans le sol pour subvenir aux besoins du peuplement. En outre, l'apport de K par l'altération des minéraux est généralement très faible dans les sols tropicaux déjà très altérés (Legout et al., 2020), même si des travaux récents montrent qu'il pourrait y avoir une libération de K non négligeable dans la rhizosphère des arbres en sol ferrallitique (Pradier et al., 2017). Un apport d'engrais raisonné semble donc nécessaire pour assurer un bon développement du peuplement et ne pas épuiser les stocks du sol à long terme.

En phase mature, à l'âge de 20 et 40 ans, la prépondérance du stock de K dans le peuplement est considérable (Figure 57). Les chutes de litière d'hévéas ainsi que les apports atmosphériques sont des flux importants permettant de maintenir les stocks de K dans le sol. La résorption prend une place importante dans les cycles biogéochimiques de l'agroécosystème mature. Ce recyclage interne permettrait d'assurer une proportion significative des besoins du peuplement. Cependant, la vitesse d'accumulation de K dans le peuplement en phase mature est très faible. Le stock de K dans ce compartiment augmente d'un facteur 1.1 en 20 ans (entre l'âge de 20 et 40 ans), contre un facteur 14.3 en 2 ans, entre 1 et 3 ans d'âge. Le système devient globalement plus conservatif qu'en début de cycle, tout comme pour le N et le P, avec (1) des flux réduits de prélèvement par le peuplement, (2) des flux de recyclage interne considérables et (3) des flux de sortie très faibles le latex (< 2.5 kg K ha⁻¹ an⁻¹) et le drainage profond (~3 kg K ha⁻¹ an⁻¹) (Kurniawan et al., 2018).

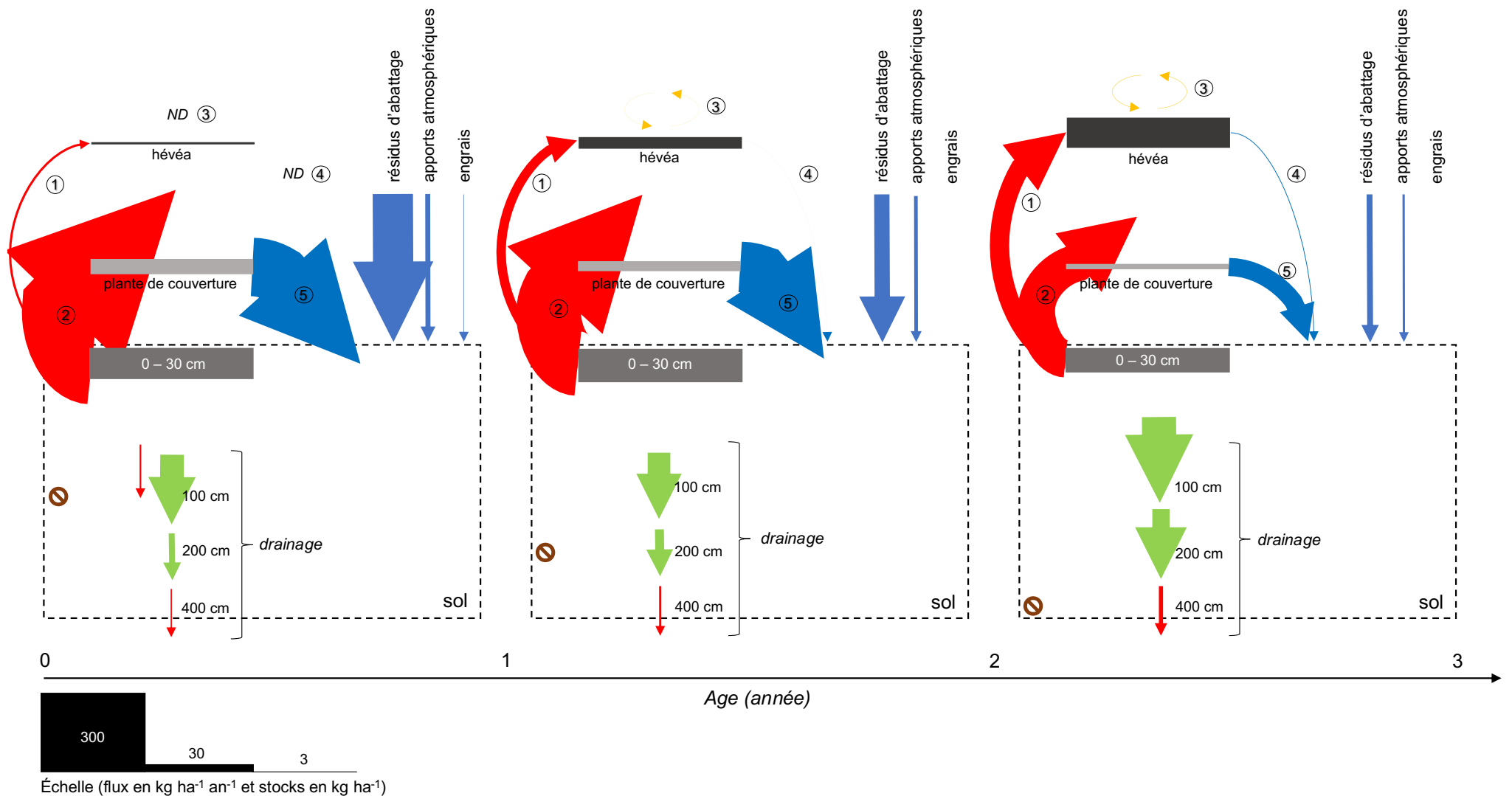


Figure 56 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de K dans un scénario de restitution complète des résidus d'abattage sans fertilisation (traitement R2F0) à la SAPH à 0-1, 1-2 et 2-3 ans. 1 : prélèvement par les hévéas ; 2 : prélèvement par la plante de couverture ; 3 : résorption foliaire ; 4 : chute de litière des hévéas ; 5 : chute de litière de la plante de couverture ; 6 : fixation symbiotique. Flèche rouge : flux sortant à l'échelle du sol ; flèche bleue : flux entrant à l'échelle du sol ; flèche verte : flux biologique interne au sol ; flèche orange : flux interne à l'arbre. La largeur des flèches et des rectangles est proportionnelle à la valeur des flux et stocks. K échangeable dans le sol. ND : non déterminé. \emptyset : limite de prospection racinaire estimée.

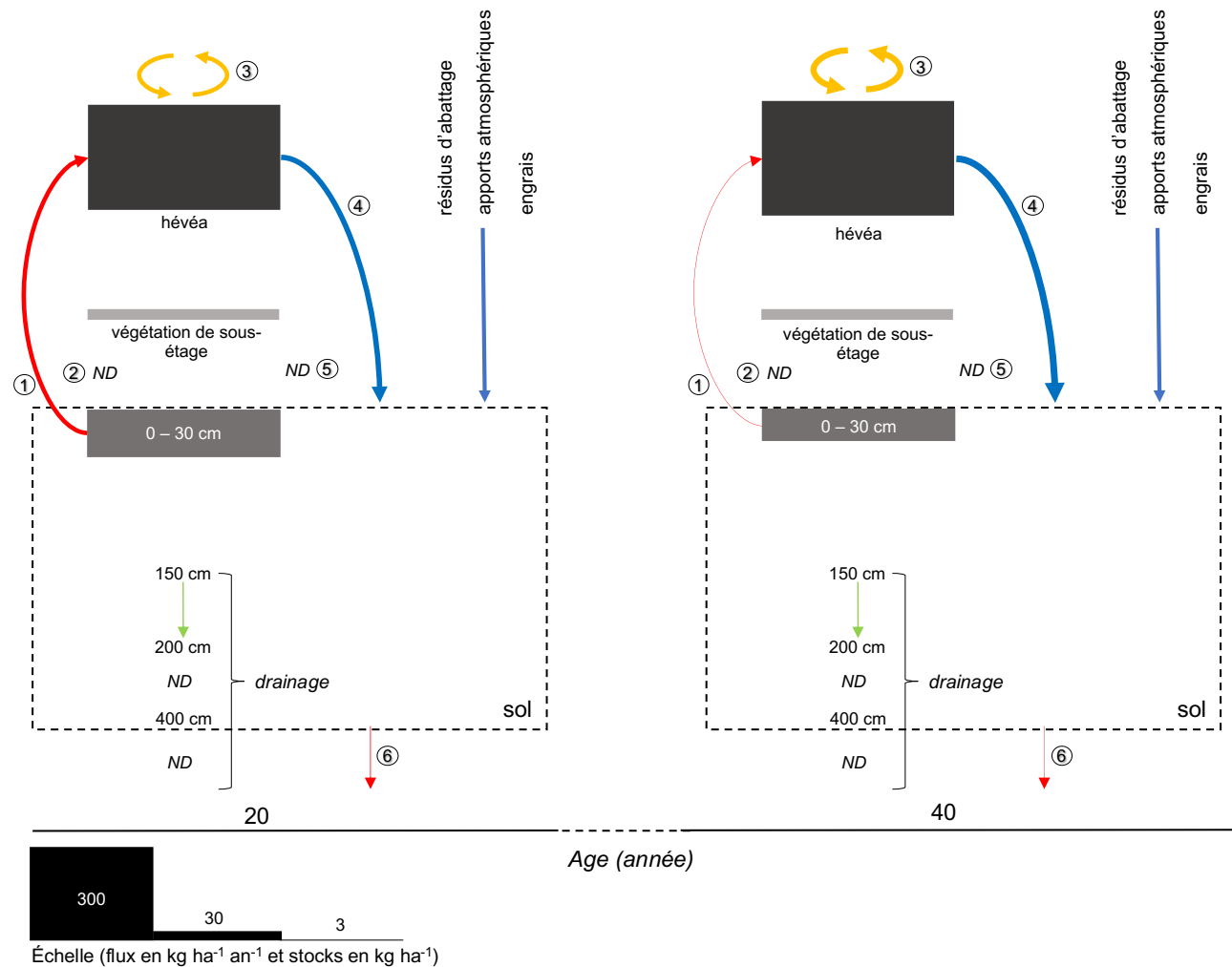


Figure 57 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de K dans un peuplement de 20 et 40 ans. 1 : prélèvement par les hévéas (cf. article 1) ; 2 : prélèvement par la végétation de sous-étage ; 3 : résorption foliaire (Li et al., 2016 pour les taux de résorptions couplé à l'article 1 pour la minéralomasse dans le feuillage) ; 4 : chute de litière des hévéas (N'Dri et al., 2018; Zhu et al., 2022) ; 5 : chute de litière de la plante de couverture ; 6 : export via le latex (Chotiphan et al. (2019) pour les concentrations en K dans le latex couplé la base de données IFC-rubberclones, non publiée, pour les rendements en latex). Flèche rouge : flux sortant à l'échelle du sol ; flèche bleue : flux entrant à l'échelle du sol ; flèche verte : flux biologique interne au sol ; flèche orange : flux interne à l'arbre. La largeur des flèches et des rectangles est proportionnelle à la valeur des flux et stocks. Stock dans le sol (K échangeable) et les hévéas : cf. article 1 ; Flux de drainage à 150 cm : Kurniawan et al. (2018). ND : non déterminé.

4.1.3. Cycles du calcium et du magnésium

Les cycles du Ca et du Mg ont un comportement intermédiaire à ceux du N-P et du K. Les stocks d'élément du sol sont élevés comparativement aux flux en début de cycle, à l'image du N et du P. Cependant, la circulation des éléments reste rapide (flux de prélèvement et retours au sol notamment), à l'image du K (Figure 58 et Annexe 23).

L'entrée de Ca et Mg dans le sol par l'apport des résidus d'abattage est le flux dominant la 1^{ère} année de plantation. Le prélèvement par la plante de couverture permet un recyclage important de Ca et Mg au cours de cette période, évitant ainsi en partie les pertes par drainage profond sur ces sols à faibles CEC. Le drainage des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} à 200 cm de profondeur de 0 à 1 an est toutefois un flux important, du même ordre de grandeur que le flux de prélèvement par la plante de couverture. Ces 2 cations accompagnent le transfert des ions nitrates en profondeur suite à la forte minéralisation post-abattage, en contribuant à l'équilibre des charges dans les eaux gravitaires du sol. Tout comme les autres éléments, les flux de prélèvement et de retour au sol du peuplement s'intensifient d'une année à l'autre, tandis que les flux liés à la plante de couverture s'amenuisent. Les chutes de litière de l'hévéa prennent une part importante dans les cycles biogéochimiques la 3^{ème} année de plantation, bien plus que pour le N, P et K en relatif. En effet, la faible mobilité de ces éléments dans les végétaux fait qu'ils ne sont pas sujets à la résorption lors de la sénescence des feuilles.

Malgré la diminution des entrées de Ca et Mg dans le sol par la décomposition des résidus d'abattage en 3^{ème} année de plantation, les pertes par drainages à 400 cm de profondeur augmentent à cet âge par rapport aux 2 années précédentes. Ils sont du même ordre de grandeur que les chutes de litières du peuplement et les apports atmosphériques combinés. Une partie des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} accumulés jusqu'à 200 cm de profondeur en 1^{ère} année de plantation pourrait avoir migrée pour atteindre 400 cm de profondeur en 3^{ème} année. A cet âge, le stock de Ca et Mg dans le peuplement correspondent à 30 % et 40 % des stocks échangeables dans la couche 0-30 cm du sol, respectivement. Il s'agit de valeurs intermédiaires entre celles observées pour les cycles de N-P (8 % et 3 % du stock du sol respectivement) et pour le cycle du K (124 % du stock du sol).

Aux âges de 20 et 40 ans, les stocks de Ca et Mg dans le peuplement sont équivalents ou supérieurs au stock du sol à 0-30 cm (Figure 59 et Annexe 24). Le Ca a la particularité de continuer à s'accumuler dans le peuplement ($\times 1.5$ entre ces 2 âges) plus fortement que le N, P, K et Mg ($\sim \times 1.1$). Les exportations par le latex sont quasi-nulles pour le Ca ($< 0.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et pour le Mg ($< 0.5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Le prélèvement par le peuplement baisse fortement à partir de l'âge de 20 ans. Ces observations montrent qu'une plantation d'hévéas a un fonctionnement biogéochimique plus conservatif en phase mature qu'en début de cycle, aussi bien pour Ca et Mg que pour les éléments N, P et K.

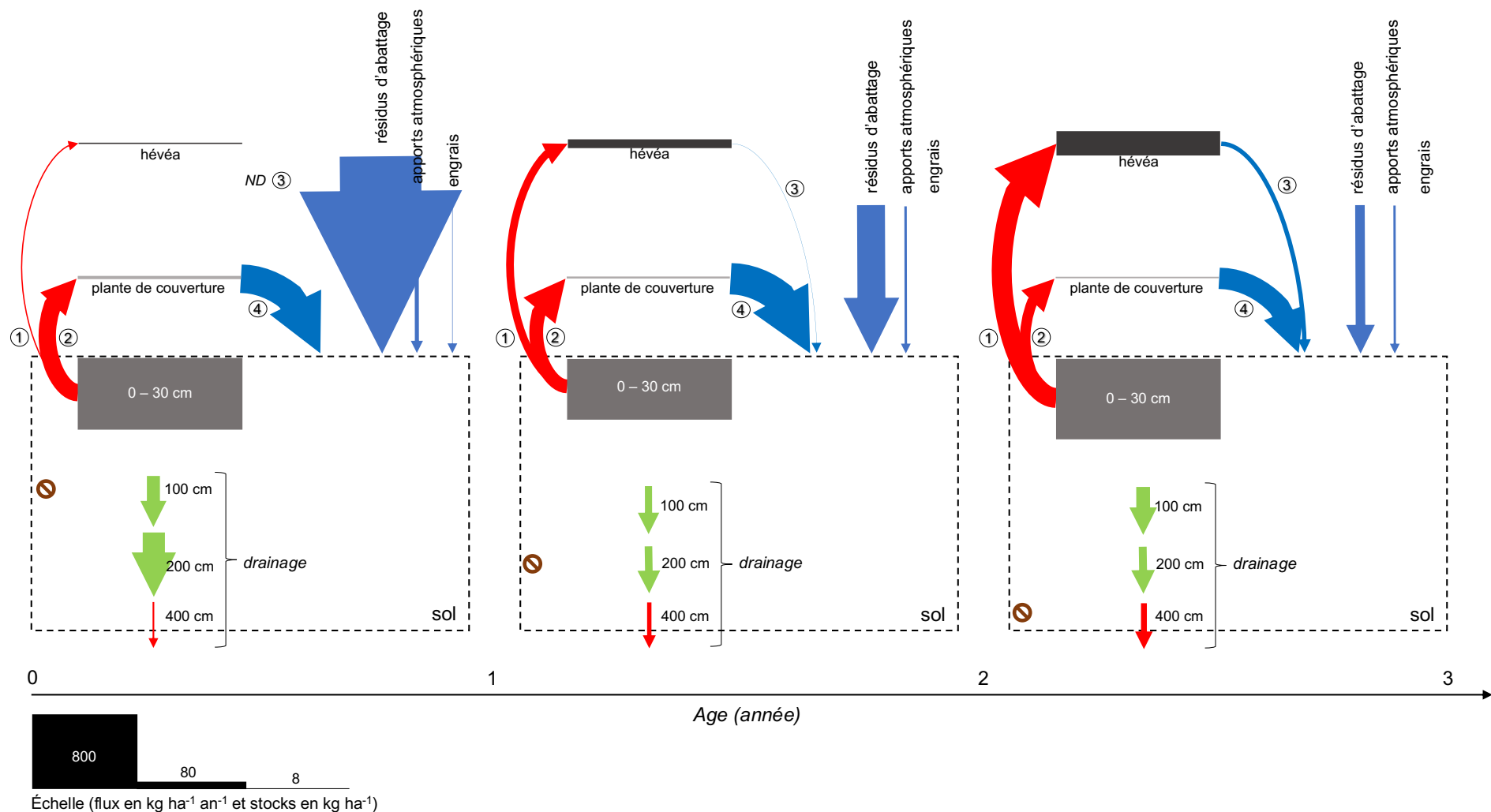


Figure 58 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de Ca dans un scenario de restitution complète des résidus d'abattage sans fertilisation (traitement R2F0) à la SAPH à 0-1, 1-2 et 2-3 ans. 1 : prélèvement par les hévéas ; 2 : prélèvement par la plante de couverture ; 3 : chute de litière des hévéas ; 4 : chute de litière de la plante de couverture. Flèche rouge : flux sortant à l'échelle du sol ; flèche bleue : flux entrant à l'échelle du sol ; flèche verte : flux biologique interne au sol ; flèche orange : flux interne à l'arbre. La largeur des flèches et des rectangles est proportionnelle à la valeur des flux et stocks. Ca échangeable dans le sol. ND : non déterminé. ∅ : limite de prospection racinaire estimée.

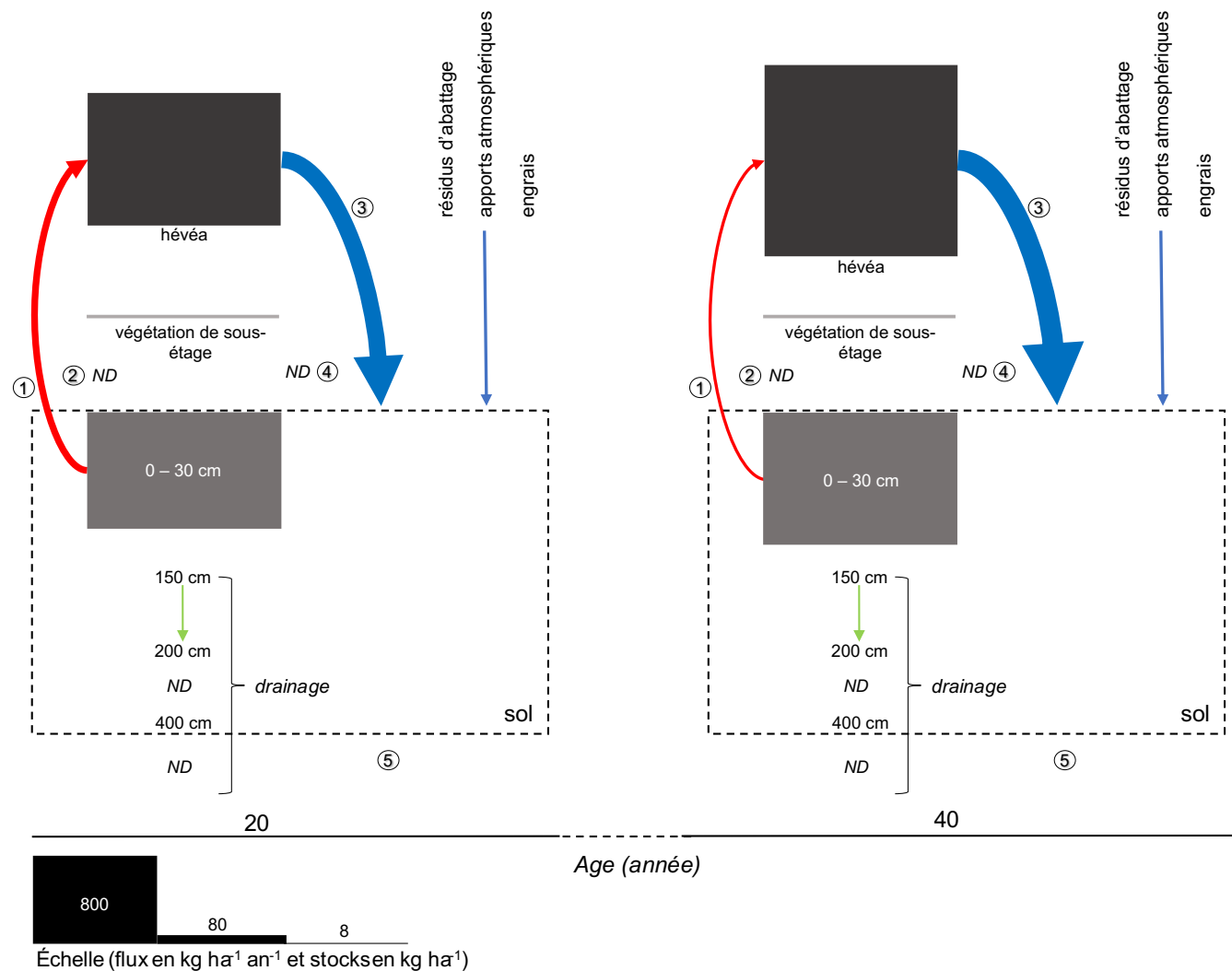


Figure 59 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de Ca dans un peuplement de 20 et 40 ans. 1 : prélèvement par les hévéas (cf. article 1) ; 2 : prélèvement par la végétation de sous-étage ; 3 : chute de litière des hévéas (*N'Dri et al., 2018; Zhu et al., 2022*) ; 4 : chute de litière de la plante de couverture ; 5 : export via le latex, négligeable (calculé via Chotiphan et al. (2019) pour les concentrations en Ca dans le latex couplé la base de données IFC-rubberclones, non publiée, pour les rendements en latex). Flèche rouge : flux sortant à l'échelle du sol ; flèche bleue : flux entrant à l'échelle du sol ; flèche verte : flux biologique interne au sol ; flèche orange : flux interne à l'arbre. La largeur des flèches et des rectangles est proportionnelle à la valeur des flux et stocks. Stock dans le sol (Ca échangeable) et les hévéas : cf. article 1 ; Flux de drainage à 150 cm : Kurniawan et al. (2018). ND : non déterminé.

4.1.4. Conséquences sur le risque d'acidification du sol

L'acidification d'un sol est un processus de pédogénèse, principalement provoquée par les agents acides contenus dans la solution du sol (acides organiques ou/et minéraux) liés à l'altération des minéraux et le drainage des cations dits alcalins et alcalino-terreux, notamment K^+ , Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+} (Bolan et al., 2003). Dans un agroécosystème, l'acidification peut être accélérée par certaines pratiques agricoles, comme par exemple (1) l'exportation des résidus d'abattage, qui conduit à un appauvrissement en cations et produit une acidification du sol à long terme (Glatzel, 1991) et par (2) la fertilisation azotée à base d'ammonium, dont l'absorption par les racines entraîne le relargage d'un proton (H^+) dans le sol. La résistance du sol à l'acidification est contrôlée par son pouvoir tampon, qui correspond à la capacité du sol à neutraliser les protons par une réaction d'échange avec les cations adsorbés sur la CEC et/ou par une altération des minéraux du sol. L'apport de dolomie, de chaux ou de calcaire broyé est la pratique la plus couramment utilisée en agriculture pour limiter l'acidification des sols et diminuer la biodisponibilité des cations métalliques pouvant être toxique pour la plante selon leur spéciation (Al^{3+} et Fe^{3+} notamment).

Dans nos systèmes, les flux de drainage élevés de cations (Al^{3+} , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} et Na^+), accompagnant les flux de nitrates (NO_3^-), indiquent qu'un processus d'acidification du sol est en cours. La minéralisation nette de l'azote très forte dans nos systèmes, comparé à d'autres plantations pérennes tropicales, serait la cause principale de ce phénomène. Le nitrate, issu de la minéralisation du N organique par la nitrification de l'ammonium, est un anion peu retenu sur la phase solide du sol, qui est par conséquent facilement drainé en profondeur par les flux d'eau. La capacité d'échange anionique non négligeable en sols acides permet toutefois de limiter ce drainage dans nos systèmes. Ce flux de drainage profond est un facteur d'acidification du sol contribuant à un bilan de proton positif. De surcroît, des cations métalliques, alcalins ou alcalino-terreux l'accompagnent dans son drainage vers les horizons profonds pour maintenir l'équilibre des charges dans la solution du sol. Dans notre étude, les cations majeurs qui sont drainés avec le nitrate sont, dans l'ordre décroissant, à 400 cm de profondeur : $Mg^{2+} > Al^{3+} > Ca^{2+} > K^+$ (cf. matrice de corrélation en Annexe 25). Dans le cas où des cations basiques accompagnent le nitrate, le processus d'acidification est enclenché : les cations basiques, capables de neutraliser les protons, sont drainés en profondeur (Clesse et al., 2022). Ce processus est très lent (décennies voire siècles), la chute du pH étant limitée par le pouvoir tampon du sol. Sur les 3 ans de suivi des solutions du sol dans un scénario de restitution des résidus d'abattage sans fertilisation, aucune baisse de pH n'a été détectée quelle que soit la profondeur (données non présentées ici). Dans le cas où des cations métalliques accompagnent le nitrate, des problèmes de potabilité de l'eau peuvent se poser si ces éléments métalliques atteignent les nappes phréatiques. En bas de profil dans nos

systèmes, à 400 cm de profondeur, la teneur moyenne en Al^{3+} de $801 \mu g l^{-1}$ sur l'ensemble du suivi (quel que soit la gestion des résidus d'abattage) est supérieure à la référence de qualité réglementaire en vigueur en France de $200 \mu g l^{-1}$, mais elle est inférieure à la valeur sanitaire fixée par l'OMS de $900 \mu g l^{-1}$ (Balloy et al., 2012).

Au jeune âge (7 ans), les formes d'azote préférentiellement prélevées par l'hévéa sont, de manière décroissante : l'ammonium, la glycine et le nitrate (Liu et al., 2018). L'apport d'engrais, bien que faiblement concentré en ammonium (4 %) et malgré l'apport combiné de dolomie, est responsable d'une acidification de la solution du sol jusqu'à 100 cm de profondeur dans notre étude, en comparaison à un scénario non fertilisé (Figure 60). Dans un scénario avec fertilisation, l'absorption par les hévéas d'ammonium provenant de l'engrais entraîne un relargage de protons dans le sol, et par conséquent une baisse du pH dans la solution du sol. La plus forte différence entre les 2 scénarios est observée à 15 cm de profondeur avec un pH de 4.5 sans apport de fertilisation et de 4.1 avec fertilisation. Un pH inférieur à 4 peut constituer une limitation important pour la croissance des hévéas (Watson, 1989).

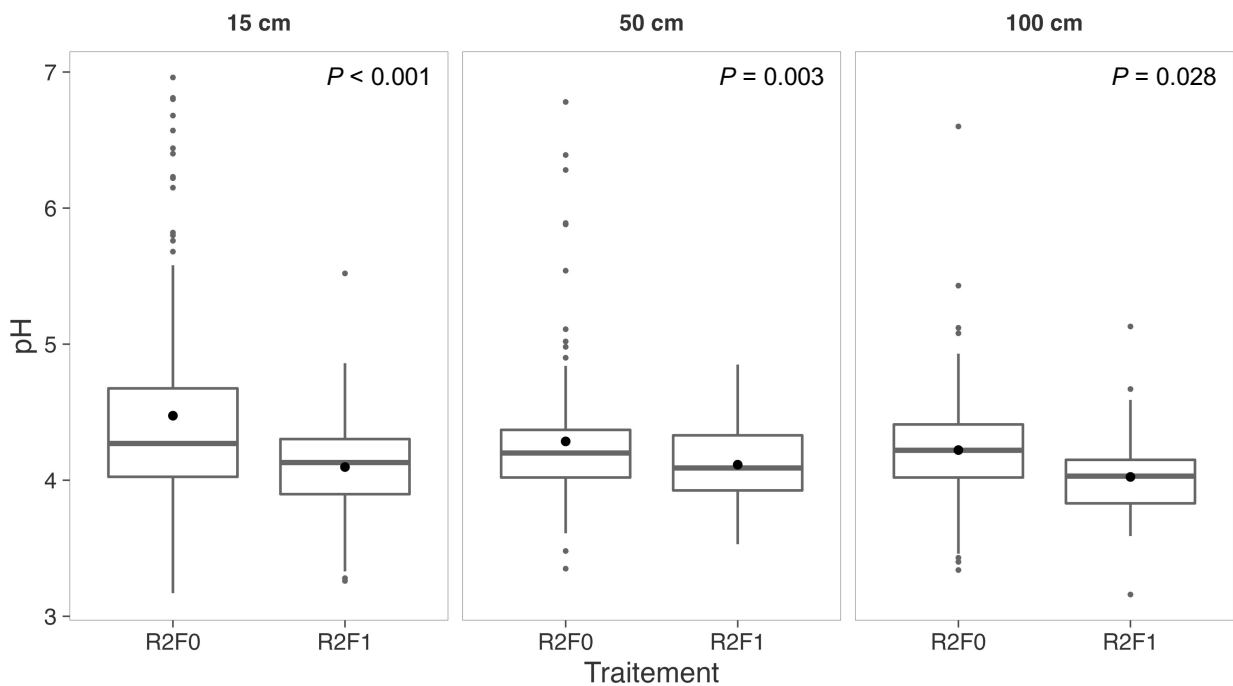


Figure 60 : Effet de la fertilisation sur le pH de la solution du sol à 15, 50 et 100 cm de profondeur, dans le cas d'une restitution complète des résidus d'abattage. Les points noirs correspondent à la moyenne sur l'ensemble des mesures, de 2 à 36 mois après la plantation. R2F0 : pas de fertilisation ; R2F1 : apport de fertilisation.

4.2. Fonctionnement biogéochimique d'une plantation d'hévéas sur un cycle complet

4.2.1. La replantation : un fonctionnement du sol perturbé

Au moment de la phase de replantation, entre la coupe rase de la vieille plantation et la plantation du cycle suivant, le passage répété d'engins lourds sur la parcelle perturbe fortement les sols (Perron et al., 2022a) (Photo 10). Au-delà de la perturbation physique, cette phase entraîne une modification complète de l'agroécosystème. Une plantation avec une densité de ~ 300 arbres ha^{-1} , avec sa végétation de sous-étage qui s'apparente à une plantation forestière, laisse place à un système ouvert au sol nu.

Les concentrations en azote minéral dans les 10 premiers cm du sol augmentent en lien avec une forte minéralisation. La minéralisation accrue de la matière organique du sol après la coupe rase d'une plantation est un phénomène documenté depuis longtemps (Vitousek, 1981), en condition tropicale dans une plantation d'hévéas (Watson, 1964) comme dans des forêts tempérées (Ranger et al., 2007). Il s'explique surtout par l'augmentation de la température du sol liée à son exposition directe au soleil ainsi qu'à l'augmentation de l'humidité du sol liée à l'arrêt du prélèvement d'eau par les arbres. L'absence de prélèvement par les plantes peut entraîner un drainage important des nitrates dans les horizons superficiels du sol pendant la phase de replantation (Webster, 1989). Deux mois après la plantation, un pic de concentration en nitrate dans la solution du sol a été observé à 200 cm de profondeur. Il proviendrait de la migration de cet élément suite à la minéralisation post-abattage. L'abattage ayant eu lieu 8 mois avant la plantation (novembre 2017), les nitrates auraient mis au maximum 10 mois pour atteindre 200 cm de profondeur. Ce délai est comparable à celui documenté par Mareschal et al. (2013) en sols sableux au Congo similaires à ceux de la SAPH. Ils reportent un pic de nitrate à 100 cm et un pic d'ammonium à 200 cm de profondeur, 12 mois après la destruction d'une savane afforestée en eucalyptus. Le ruissellement et le détachement de sol en surface augmentent en raison de la disparition de l'effet protecteur de la végétation (Webster, 1989). Les résidus d'abattage assurent toutefois une protection physique du sol limitant drastiquement ces pertes par rapport à un scénario sans restitution (Xu et al., 2019).

La faible perturbation de la structure du sol à la replantation (cf. article 2) laisse à penser que le risque de dénitrification lié au niveau de compaction du sol (Hernandez-Ramirez et al., 2021) devrait rester faible dans nos systèmes malgré le passage d'engins lourds.



Photo 10 : « La replantation : un fonctionnement du sol perturbé ». Différentes étapes de la phase de replantation : abattage d'un vieux peuplement au bulldozer (a), résidus d'abattage laissés sur place après la coupe rase (b), andainage des résidus d'abattage dans la future interligne (c) et parcelle après le sous-solage à une dent avec les résidus d'abattage andainés dans l'interligne (d).

4.2.2. La première année de plantation : l'accumulation d'éléments minéraux dans le sol

La première année après la plantation, l'importance du peuplement dans le fonctionnement des cycles biogéochimiques est mineure au sein de l'agroécosystème (Photo 11). Ses besoins et ses prélèvements sont très faibles. Sa faible prospection racinaire ne lui permet pas d'accéder aux éléments libérés par les résidus d'abattage localisés dans l'interligne. D'après nos observations à 1 an, les racines fines d'hévéas prospectent au maximum jusqu'à 1.5 m de la ligne de plantation vers l'interligne (données non présentées ici).

On assiste à un découplage entre l'offre et la demande : d'un côté une libération considérable d'éléments minéraux issus de la décomposition des résidus d'abattage et de l'autre, des besoins mineurs du peuplement, qui ne peut accéder aux éléments libérés faute d'un faible développement racinaire. Les besoins de la plante de couverture sont élevés mais ils sont contrebalancés par des chutes de litières équivalentes. A ce stade, les bilans entrées-sorties sont fortement excédentaires dans un scénario de restitution complète des résidus d'abattage. Une telle situation pourrait aboutir à des pertes importantes d'éléments par drainage profond et par érosion. Nos résultats montrent pourtant que les flux d'éléments drainés à 400 cm de profondeur dans un scénario avec ou sans restitution de résidus d'abattage sont comparables. Les éléments issus de la décomposition des résidus d'abattage n'ont donc pas migré dans les horizons profonds à cette période. Dans tous les scénarios de gestion étudiés, les flux de drainage, toutes profondeurs confondues, dépassent ceux documentés dans la littérature dans des systèmes comparables en milieu tropical (Jean-Paul Laclau et al., 2003). Ce fort drainage est probablement associé au transfert des nitrates dont la concentration dans la solution du sol est particulièrement élevée dans notre étude, en raison d'une cinétique de minéralisation bien plus rapide que dans des systèmes similaires (Tchichelle et al., 2017; Voigtlaender et al., 2019). Ces nitrates vont entraîner des cations vers les horizons plus profonds du sol, résultant en des flux d'éléments en solution à la fois d'anions (NO_3^- et SO_4^{2-}) et de cations (Ca^{2+} , Al^{3+} , H^+ , K^+ , Mg^{2+}) importants dans les horizons superficiels. Par ailleurs, les pertes par érosion sont les plus élevées de 0 à 1 an en comparaison aux 2 années suivantes, alors que la pluviométrie sur les 3 années de suivi est similaire. Ce phénomène peut être expliqué par l'effet de l'installation de la plante de couverture, dont le développement est encore faible lors des 6 premiers mois après plantation. Elle atteint sa biomasse maximale 6 à 12 mois après plantation, sur les 2 sites.

La légumineuse, *Pueraria phaseoloides*, semée dans l'interligne 4 mois avant la plantation, joue un rôle majeur dans le fonctionnement biogéochimique au sein de l'agroécosystème la 1^{ère} année de plantation. Les éléments stockés dans sa biomasse sont faibles mais les flux de prélèvement très élevés. Ils sont supérieurs à l'entrée d'éléments lié à l'apport de résidus

d'abattage. Le renouvellement de cette plante de couverture est rapide : 100 % de sa biomasse se renouvelle en 6 mois (Clermond-Dauphin, *communication personnelle*). Il en résulte des flux de retours au sol par les litières du même ordre de grandeur que les prélèvements. Ces flux ont été estimés mais des mesures *in situ* sont à envisager étant donné leur importance dans les cycles biogéochimiques. Additionné à une croissance rapide – la biomasse maximale est atteinte 12 mois après la plantation – et un système racinaire pouvant atteindre 200 cm de profondeur (Tian et al., 2001), la plante de couverture permet de conserver les éléments minéraux au sein de l'agroécosystème, limitant les pertes par drainage profond et érosion. Elle agit ainsi comme une « banque verte » d'éléments minéraux en début de cycle (Broughton, 1977).

Au-delà de son rôle sur les cycles des éléments, la légumineuse a des effets positifs sur les fonctions du sol liées à l'activité biologique (dénommée « transformation du carbone » dans l'article 2) et à la structure du sol, entre autres. Ces fonctions retrouvent leur niveau de référence, i.e., celui d'avant la coupe rase du vieux peuplement, au cours de la 1^{ère} année de plantation dans les scénarios incluant une restitution complète ou partielle des résidus d'abattage. La restauration de ces fonctions est donc rapide, mais la présence d'une légumineuse seule, sans résidus d'abattage, n'est pas suffisante. La combinaison des 2 pratiques, semis d'une légumineuse et restitution des résidus d'abattage, est donc à privilégier pour le bon fonctionnement biogéochimique au sein de l'agroécosystème d'une part et pour la restauration des fonctions du sol après perturbation d'autre part.



Photo 11 : « La première année après plantation : l'accumulation d'éléments minéraux ». Peuplement de 8 mois (février 2019) avec la plante de couverture dans l'interligne au sein du dispositif expérimental à la SAPH (a) et à la SOGB (b).

4.2.3. La deuxième année après plantation : un système en transition

La deuxième année après la plantation, le découplage entre l'offre et la demande est toujours présent même si l'écart se réduit par rapport à l'année précédente (Photo 12). Le peuplement d'hévéas accumule encore peu d'éléments dans sa biomasse – c'est entre 2 et 5 ans que le pic d'accumulation a lieu (Perron et al., 2021) – et la libération d'élément par les résidus d'abattage reste un flux important dans les cycles biogéochimiques. La prospection des racines d'hévéas augmente et la zone de restitution des résidus d'abattage devient accessible. Bien qu'aucune observation n'ait été faite à cette période, on peut faire l'hypothèse – par extrapolation linéaire entre les observations à 1 et 3 ans – d'un développement des racines fines d'hévéas dans l'interligne jusqu'à 2.3 m de la ligne de plantation, i.e. au niveau des résidus d'abattage dans le cas d'un scénario avec restitution. Cette estimation est cohérente avec les données disponibles dans la littérature, qui varient entre 2 m et 2.9 m de prospection latérale à 2 ans (Otoul, 1960; Dea et al., 2001). Les flux d'éléments liés à la plante de couverture restent dominants au sein de l'agroécosystème. La plante de couverture conserve son rôle de « banque verte » d'éléments minéraux.

C'est à la 2^{ème} année de plantation que la minéralisation de l'azote est la plus élevée. Les flux de drainage à la profondeur de 400 cm restent toutefois mineurs en relatif comparés aux autres flux des cycles biogéochimiques. Mais ils sont toujours très élevés en valeur absolue par rapport aux données disponibles dans la littérature dans des systèmes comparables (Jean-Paul Laclau et al., 2003). Nos résultats montrent que le pic de nitrates à 200 cm de profondeur visible la 1^{ère} année de plantation ne s'est pas déplacé à 400 cm de profondeur lors de la 2^{ème} année. Les nitrates et les cations qui l'accompagnent se trouvent dans un horizon intermédiaire (entre 200 et 400 cm de profondeur) retenus sur la capacité d'échange cationique et anionique et/ou ont été prélevés en partie par les racines d'hévéas. L'extrapolation linéaire entre 1 et 3 ans de nos observations sur la profondeur d'enracinement suggère que la prospection racinaire des hévéas à l'âge de 2 ans est d'environ 250 cm de profondeur.

La deuxième année après plantation peut être vue comme une phase de transition d'un système où les cycles reposent essentiellement sur la plante de couverture et l'apport par les résidus d'abattage vers un système où le peuplement d'hévéas commence à dominer et où les flux d'entrée par les résidus d'abattage deviennent mineurs. Une attention particulière doit tout de même être donnée au K pour lequel les bilans entrées-sorties sont déjà négatifs (SAPH) ou à l'équilibre (SOGB) dans un scénario de restitution complète des résidus d'abattage sans fertilisation. Pour les autres éléments, les bilans restent fortement excédentaires à cet âge.



Photo 12 : « La deuxième année après plantation : un système en transition ». Peuplement de 20 mois (février 2020) avec la plante de couverture dans l'interligne au sein du dispositif expérimental à la SAPH (a) et à la SOGB (b).

4.2.4. La troisième année après plantation : un déficit d'éléments minéraux

La troisième année après la plantation (Photo 13), les flux associés au fonctionnement du peuplement prennent une place importante dans les cycles biogéochimiques au sein de l'agroécosystème. A la SAPH, la plante de couverture a désormais des flux de prélèvement souvent inférieurs à ceux du peuplement, en relation avec son dépérissement progressif lié à la fermeture de la canopée. Sur le site de la SOGB, les flux liés à la plante de couverture restent toujours plus élevés que ceux associés au peuplement d'hévéas au cours de cette période. Sur ce site, la plante de couverture ne dépérit pas, même à la fin de la période de suivi 3 ans après la plantation. Ceci s'explique par un espacement entre 2 lignes de plantation plus importants à la SOGB qu'à la SAPH (8 m contre 6 m respectivement) et une canopée moins développée à 3 ans à la SOGB qu'à la SAPH, permettant une meilleure interception lumineuse dans l'interligne.

Parallèlement à l'augmentation des prélèvements par le peuplement, les apports par les résidus d'abattage continuent à diminuer. Sur cette période, ils ne permettent plus d'assurer les besoins du peuplement dans un scénario de restitution complète des résidus d'abattage. Pour des scénarios non fertilisés avec résidus d'abattage, les bilans entrées-sorties d'éléments minéraux sont à l'équilibre pour N, Ca et Mg ou négatifs pour K et P, alors qu'ils étaient globalement excédentaires les 2 premières années. L'effet de ces bilans négatifs en 3^{ème} année après plantation est tamponné par l'augmentation des stocks d'éléments minéraux dans le sol liée aux bilans fortement positifs des 2 premières années. Le découplage entre l'offre et la demande observé précédemment existe toujours mais s'est inversé : les besoins en éléments augmentent exponentiellement en lien avec la croissance du peuplement d'hévéas d'un côté, les résidus d'abattage ne libèrent plus qu'une faible quantité d'éléments de l'autre. Au cours de cette période, l'apport d'engrais constitue une entrée d'éléments essentielle pour le P et le K, permettant de conserver des bilans positifs ou équilibrés et ainsi maintenir la fertilité du sol. La nécessité d'un apport d'engrais devrait se confirmer les années suivantes (de 3 à 5 ans), pendant lesquelles les prélèvements par le peuplement resteront très soutenus (Perron et al., 2021) alors que les résidus d'abattage auront déjà totalement libéré leurs éléments minéraux. Une étude récente menée au Cambodge montre que l'impact de la fertilisation sur la croissance d'un jeune peuplement d'hévéas n'apparaît qu'à partir de la 4^{ème} année après la plantation (Mak et al., 2022), quand ses besoins annuels atteignent leur maximum.

Les flux d'éléments dans les eaux gravitaires à 100 et 200 cm de profondeur deviennent plus importants par rapport aux années précédentes, en raison de l'accumulation d'éléments minéraux dans les couches supérieures du sol les 2 premières années après la plantation. Toutefois, les flux de drainage à 400 cm de profondeur restent globalement stables par rapport

aux périodes précédentes. Le risque de perte par drainage devrait diminuer en lien avec le développement des racines en profondeur. A 3 ans, des racines fines d'hévéas ont été trouvées jusqu'à la limite des observations, à 400 cm de profondeur. Latéralement, les racines fines se développent jusqu'au milieu de l'interligne. Les pertes d'éléments par érosion ont diminué au cours du développement de la plantation jusqu'à l'âge de 3 ans. Cette diminution peut s'expliquer par (1) une amélioration continue de la structure du sol (Perron et al., 2022b) et (2) une augmentation des chutes de litières d'hévéas qui agissent comme une protection physique du sol (Liu et al., 2017), notamment sur la ligne de plantation, zone la plus critique en termes de ruissellement et de détachement de sol d'après nos résultats.

L'indicateur $C_0:C_{max}$, utilisé en foresterie, permet de s'affranchir partiellement de l'influence du site et des pratiques dans l'étude des relations entre productivité d'un peuplement et fertilité du sol (Hansson et al., 2020). Il est basé sur la hauteur (ici, la circonférence a été utilisée) dominante d'un peuplement, avec C_0 : circonférence moyenne des arbres dominants et C_{max} : circonférence maximale. Dans notre étude, en début de cycle de plantation, les besoins du peuplement sont dépendants des stocks d'éléments dans le sol, comme le montrent les relations positives entre l'indicateur de productivité et les stocks d'éléments dans l'horizon 0-30 cm du sol (Figure 61). Plus le stock d'éléments dans le sol est élevé, plus la productivité du peuplement est grande. Ces relations sont significatives ($P < 0.05$) pour tous les éléments sauf le K à la SAPH ($P = 0.06$). Le fonctionnement d'une plantation d'hévéas aux jeunes âges est donc différent de celui de certaines plantations tropicales, pour lesquelles la productivité n'est pas liée aux stocks échangeables du sol mais à des mécanismes alternatifs d'acquisition d'éléments minéraux comme les retours au sol et la résorption foliaire (Legout et al., 2020). Dans nos systèmes, lors des 3 premières années après la plantation, les flux de recyclage interne comme les chutes de litières et la résorption foliaire sont quantitativement très faibles au sein des cycles biogéochimiques.



Photo 13 : « La troisième année après plantation : un déficit d'éléments minéraux ». Peuplement de 32 mois (février 2021) avec la plante de couverture dans l'interligne au sein du dispositif expérimental à la SAPH (a) et à la SOGB (b).

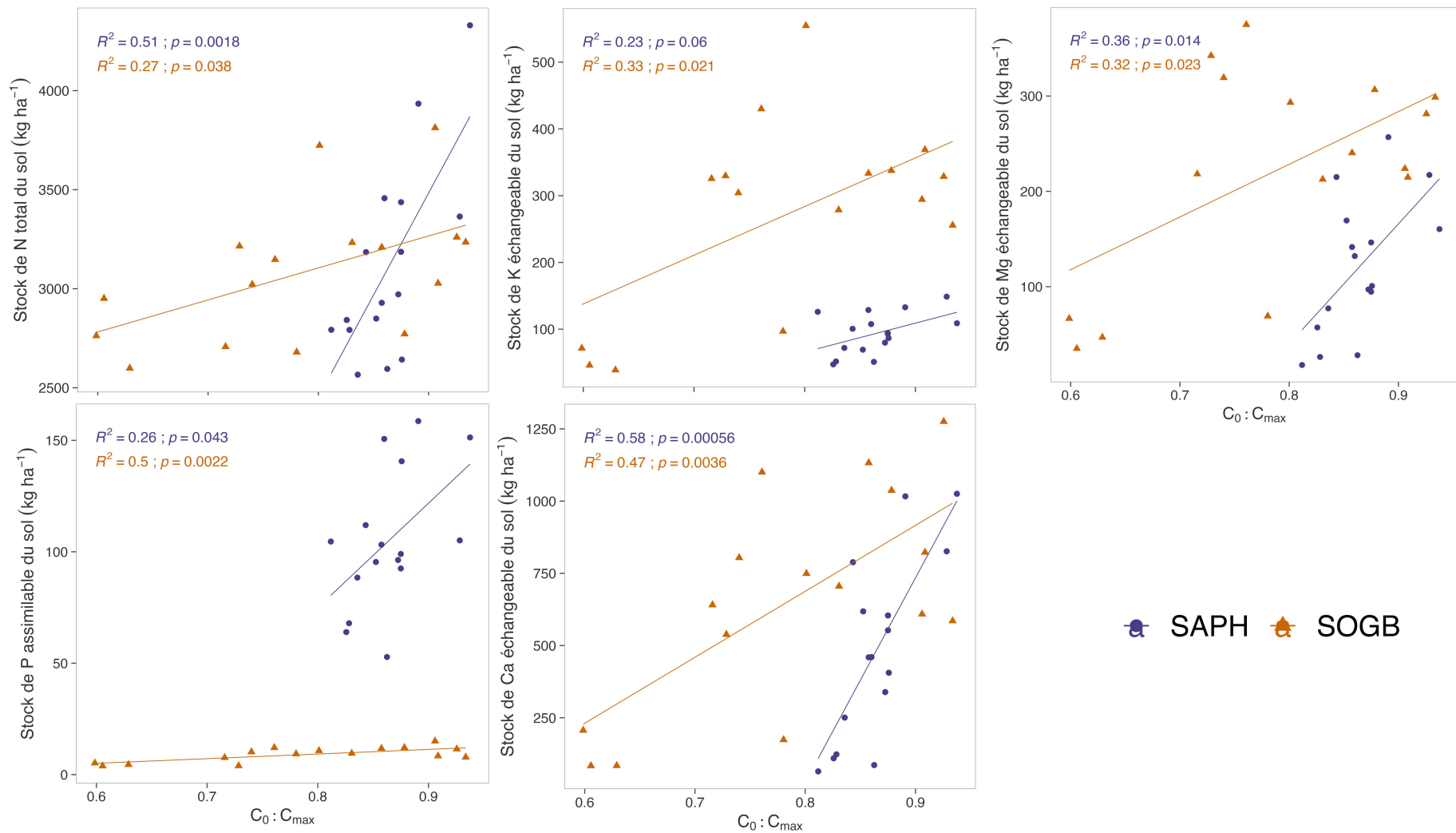


Figure 61 : Relation entre le ratio $C_0:C_{max}$ et le stock de N total, P assimilable, K, Ca et Mg échangeables dans l'horizon 0-30 cm du sol à la SAPH (Arenosl) et à la SOGB (Ferralsol) à l'âge de 36 mois ($n = 16$, i.e., 4 traitements x 4 blocs). C_0 : circonférence moyenne des 3 arbres dominants ; C_{max} : circonférence maximale sur un site donné.

4.2.5. La phase mature : un système qui tend vers l'équilibre

En phase mature, à l'âge de 20 à 40 ans (Photo 14), les flux de prélèvement par le peuplement baissent considérablement par rapport au début de cycle de plantation. Le peuplement devient le compartiment majeur de l'agroécosystème en termes de stocks, pour les éléments K, Ca et Mg. L'accumulation d'éléments minéraux dans les arbres entre 20 ans et 40 ans est très faible par rapport à l'accumulation en début de cycle (Perron et al., 2021).

Un nouveau flux de sortie d'élément minéraux apparaît à partir du début de la saignée : l'exportation via le latex. Ce flux est très faible d'après nos estimations et il est largement compensé par les apports atmosphériques. Le développement racinaire en profondeur combiné à la faible entrée d'éléments minéraux dans une plantation mature laisse penser que les pertes par drainage profond devraient être très limitées. Dans une plantation d'hévéas de 17 ans établie sur un Acrisol limoneux en Indonésie, les pertes maximales concernaient le Ca et s'élevaient à $9 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ à 150 cm de profondeur (Kurniawan et al., 2018). Il s'agit de la seule référence dans la littérature étudiant les pertes par drainage dans une plantation mature, à notre connaissance. En revanche, aucune référence ne documente les pertes d'éléments par érosion dans une plantation mature. Dans une plantation de 25 ans, le ruissellement (91 mm) et le détachement de sol (192 g m^{-2}) sur 6 mois sont inférieurs à ceux du scénario avec restitution de résidus d'abattage à la SOGB sur le même pas de temps (en moyenne 125 mm et 542 g m^{-2} pour le ruissellement et le détachement de sol respectivement) (Liu et al., 2017). Les pertes par érosion dans une plantation mature sont probablement fortement réduites par rapport à une plantation immature mais des études complémentaires sont nécessaires pour quantifier ce flux, qui reste très dépendant de la texture du sol, des pratiques culturales et de la topographie.

Le recyclage des éléments minéraux, par retour au sol de litières et résorption foliaire, prend une place importante dans les cycles biogéochimiques. Ces 2 mécanismes sont des stratégies visant à réduire la dépendance du peuplement aux éléments minéraux du sol, dans le contexte de sols pauvres en nutriments (Vitousek, 1984; Grau et al., 2017). Dans ces systèmes, les stocks d'éléments dans le sol ont un rôle mineur dans la nutrition du peuplement, à l'inverse des résultats constatés en début de cycle de plantation. En revanche, les cycles biologiques internes (i.e., chute de litière, résorption foliaire et minéralisation), additionnés aux apports atmosphériques ont un rôle prépondérant pour subvenir aux besoins des arbres (Laclau et al., 2003; Legout et al., 2020). En d'autres termes, le cycle biologique est dominant au sein du cycle biogéochimique, tout comme reporté dans des systèmes tropicaux à base d'eucalyptus (Legout et al., 2020). Ces observations indiquent des cycles biogéochimiques conservatifs et peu ouverts sur l'extérieur. Un tel fonctionnement, avec des entrées et des sorties d'éléments en équilibre, a conduit à caractériser une plantation mature d'hévéas

« d'écosystème nutritionnellement auto-suffisant » (Sivanadyan et al., 1995), en « état d'équilibre » (Krishnakumar and Potty, 1992) ou « d'écosystème de type forestier fermé » (Samarappuli, 2000b).

L'effet de l'apport d'engrais sur le rendement en latex dans une plantation mature ne fait pas consensus. Les réponses aux engrais sont susceptibles de devenir beaucoup plus fortes lorsqu'un système de saignée intensif incluant une stimulation hormonale est mis en œuvre (Compagnon, 1973; Krishnakumar and Potty, 1992), mais les démonstrations expérimentales manquent. D'un point de vue biogéochimique, l'apport d'engrais pourrait devenir nécessaire dans le cas d'exportations élevées par le latex liées à un système de saignée intensif et des clones performants. Des exportations allant jusqu'à 18 kg N ha⁻¹ an⁻¹, 4 kg P ha⁻¹ an⁻¹ et 15 kg K ha⁻¹ an⁻¹ sont ainsi reportées dans la littérature (Sivanadyan et al., 1995). Dans le cas d'une exploitation des arbres pendant ~30 ans, ces sorties cumulées pourraient progressivement épuiser les stocks d'éléments dans les sols (Watson, 1989), justifiant un apport d'engrais pour équilibrer ces sorties. L'établissement de bilans entrées-sorties sur un cycle de plantation complet serait nécessaire pour évaluer les éventuels risques liés à une absence de fertilisation en phase mature, comme il est pratiqué dans certaines plantations industrielles en Côte d'Ivoire. Pour cela, des études sur l'évaluation des flux d'éléments minéraux seront indispensables pour combler les manques de connaissances actuelles. Les flux les moins documentés en plantation mature à l'heure actuelle concernent les pertes par drainage profond, les pertes par érosion et les flux liés à la végétation de sous-étage et au peuplement (prélèvement et chutes de litières).



Photo 14 : « En phase mature : un système qui tend vers l'équilibre ». Peuplement de 20 ans à la SAPH (a) et de 40 ans à la SOGB (b).

4.3. Conséquences sur les pratiques culturales en phase immature

Dans cette partie, les résultats de cette étude sont exploités pour discuter d'évolutions possibles des pratiques culturales en plantation d'hévéas immature. Les pratiques à la replantation, la gestion des résidus d'abattage et l'apport de fertilisation ou dolomie seront évoqués et des recommandations seront formulées selon différents objectifs. Les réponses divergentes du fonctionnement biogéochimiques à ces pratiques selon le type de sol (Arenosol à la SAPH et Ferralsol à la SOGB) seront discutées tout au long de cette partie.

4.3.1. Réduction de la perturbation à la replantation

Nos résultats montrant la perturbation liée à la phase de replantation, de l'abattage d'un vieux peuplement à la plantation du cycle suivant, sont inédits en plantations d'hévéas. Nous avons montré que cette phase était une période critique pour le sol. D'une part au niveau des cycles biogéochimiques, avec une minéralisation intense de l'azote et aucune végétation en place pour son prélèvement, et par conséquent des risques de pertes par drainage profond élevés. D'autre part au niveau du fonctionnement biologique du sol, avec des fonctions de transformation du carbone et de recyclage des nutriments fortement détériorées en phase de replantation par rapport à la période pré-abattage. Il existe différents leviers sur lesquelles les gestionnaires de plantations peuvent agir pour limiter les perturbations lors de la replantation, en particulier : la méthode d'abattage, le semis d'une plante de couverture et l'utilisation du sous-solage.

Abattage. La coupe rase d'un peuplement a des impacts négatifs sur le sol, par exemple la réduction des stocks de carbone le long du profil du sol (Mayer et al., 2020) ou l'augmentation du drainage de N et C organique dissous (Fujii et al., 2021). En plantations d'hévéas industrielles, le bulldozer est couramment utilisé pour dessoucher un vieux peuplement. L'utilisation d'une tronçonneuse pour la coupe et d'une excavatrice pour le dessouchage pourrait limiter les effets négatifs de l'abattage sur le sol. Le non dessouchage serait une pratique envisageable pour diminuer les perturbations du sol. Cette pratique a fait l'objet de nombreuses études dans le contexte des forêts tempérées. Elle réduirait la compaction du sol et augmenterait les concentrations en N et C total dans les horizons superficiels du sol par rapport à une pratique de dessouchage (Zabowski et al., 2008). Ce scénario est des fois proscrit en foresterie (Vasaitis et al., 2008) et en hévéaculture (Nandris et al., 1987) pour des raisons phytosanitaires car il est notamment susceptible d'augmenter sensiblement le risque de développement des pourridiés des racines. A notre connaissance, aucune étude portant sur l'effet du non dessouchage sur la croissance des arbres et sur la fertilité du sol n'a été reportée en plantation d'hévéas. Compte tenu de l'effet majeur de cette

pratique sur le fonctionnement du sol mais également pour des aspects économiques, ce type d'étude est urgent en plantation d'hévéas.

Plante de couverture. La plante de couverture a un rôle majeur (1) dans les cycles biogéochimiques de par sa capacité à limiter les pertes par érosion et drainage, (2) dans la restauration du fonctionnement biologique du sol après la coupe rase avec notamment une fixation biologique d'azote importante (cf. article 2 ; Guerrini et al., 2021), et (3) pour assurer un réservoir temporaire d'éléments nutritifs accumulés dans la biomasse avant un prélèvement important par les arbres et limiter ainsi les pertes par drainage profond. Elle doit être semée juste après la coupe-rase pour réduire au maximum la durée du sol nu et empêcher la végétation spontanée de se développer (Webster, 1989). Le choix de la plante de couverture doit être lié au mode de gestion des résidus d'abattage. Nous avons ainsi montré qu'en cas d'exportation des résidus, les légumineuses dépérissaient rapidement au profit de plante herbacée dont les besoins en P sont plus faibles. Ces couverts d'herbacées avaient des biomasses aériennes similaires à *Pueraria phaseoloides* mais des minéralomasses plus faibles, attestant d'une meilleure efficacité d'utilisation en nutriments. En sol peu fertile, dans un scénario d'exportation des résidus d'abattage par exemple, et/ou riches en oxyhydroxydes métalliques, le semis d'une légumineuse n'est ainsi pas recommandé (Sauvadet et al., 2021).

Sous-solage. Le sous-solage a pour objectif (1) de décompacter le sol pour un meilleur enracinement des jeunes plants et (2) de creuser simultanément le trou de plantation, opération appelée « trouaison », pour la plantation des jeunes hévéas. Bien que l'absence de sous-solage permette de limiter les perturbations du sol, cette pratique revêt un rôle important pour le développement des jeunes plants dans certains contextes édaphiques. Ainsi, dans le sud-ouest de la Côte d'Ivoire, sur des sols gravillonnaires présentant une couche latéritique compacte comme à la SOGB, une profondeur d'enracinement plus grande dans des sols sous-solés que dans des sols non sous-solés a été observée sur des hévéas de 1 an (100 cm et 65 cm de profondeur respectivement) (Dea et al., 2001). Dans la même étude, l'effet du sous-solage sur la croissance des hévéas était positif, avec des circonférences de 12.7 cm dans les parcelles sous-solées contre 10.5 cm dans celles non sous-solées. A l'inverse, sur des sols sableux avec peu d'éléments grossiers, comme sur le site de la SAPH, le rôle d'un décompactage profond sur le développement racinaire est moins évident. Dans un tel contexte, la trouaison manuelle serait une option envisageable pour réduire les perturbations, limiter les risques d'érosion et réaliser une économie liée au passage de l'engin. En forêt tempérée, il a été démontré qu'un sous-solage à 50 cm de profondeur augmentait drastiquement le détachement de sol par rapport à une trouaison manuelle (3128 g m⁻² an⁻¹ et 25 g m⁻² an⁻¹, respectivement) (Gartzia-Bengoetxea et al., 2021).

Au-delà de ces 3 leviers (abattage, plante de couverture et sous-solage), la réduction du laps de temps entre la coupe rase et la plantation du cycle suivant est un facteur clé pour

limiter les risques d'érosion et drainage profond. Dans l'idéal, un abattage en saison sèche, entre janvier et avril, pour limiter la compaction du sol lors du passage des engins et les pertes d'éléments liées à l'érosion et aux drainages profonds est préconisé. La plantation du nouveau cycle aurait lieu en saison des pluies, de mai à juin, comme pratiqué habituellement. Soit une phase de replantation de 1 à 3 mois contre 5 à 10 mois actuellement. La plantation des hévéas en courbe de niveau, comme déjà effectué sur le site de la SOGB, est aussi à recommander en zones de pentes pour limiter les risques d'érosion.

Malgré la période critique que revêt la phase de replantation, tant au niveau du fonctionnement biologique du sol que des cycles biogéochimiques, les études menées en plantations d'hévéas sur les leviers d'amélioration à la replantation sont très rares. L'impact des pratiques à cette période auraient pourtant un effet à moyen terme sur la croissance et l'état phytosanitaire du jeune peuplement, et à long terme sur la fertilité des sols (Webster, 1989). Un effort de recherche sur ces différents leviers est nécessaire pour améliorer la durabilité et de la productivité des plantations d'hévéas.

4.3.2. Restitution au sol des résidus d'abattage

Nos résultats montrent que la restitution de résidus d'abattage est une pratique essentielle pour assurer un fonctionnement minéral adéquat dans les agroécosystèmes de plantations d'hévéas immatures. Dans cette partie, l'effet de scénarios de gestion des résidus est synthétisé sous le prisme de 5 objectifs agronomiques qui pourraient rentrer dans l'élaboration d'un choix de pratiques pour un gestionnaire de plantation : (1) la croissance et (2) la mortalité du peuplement, (3) la santé du sol, (4) les pertes d'éléments minéraux (érosion ou drainage profond) et (5) l'évolution de la fertilité du sol (bilan annuel). Les scénarios étudiés correspondent au traitement R1F0 (tronc retiré mais branches, feuilles et souches laissées sur place), R2F0 (troncs, branches, feuilles et souches laissés sur place) et R3F0 (restitution double). Les 5 paramètres ne sont pas disponibles dans tous les scénarios comparés. Le scénario où tous les résidus d'abattage seraient retirés (R0F0) a été intégré comme référence mais ne sera pas discuté. Le scénario de restitution double ne serait pas envisageable d'un point de vue opérationnel à l'échelle d'une plantation industrielle mais son intérêt théorique est de pouvoir appréhender un éventuel effet seuil.

A la SAPH, la croissance des hévéas, leur mortalité et la santé du sol sont similaires entre une restitution partielle, complète et double des résidus d'abattage ($P > 0.05$) (Figure 62). Au regard des objectifs retenus pour une plantation âgée de 36 mois, un scénario avec retrait des troncs de la parcelle (type R1F0) pourrait donc être envisagé. A l'abattage, les troncs pourraient être valorisés en bois de construction ou en biomasse énergie, améliorant ainsi la rentabilité de la plantation (Shigematsu et al., 2013). A la SOGB, la croissance des hévéas et le bilan annuel sont dépendants de la quantité de résidus d'abattage restituée ($P < 0.05$).

En revanche, les autres critères (pertes par érosion, mortalité et santé du sol) sont similaires quelle que soit la quantité de résidus d'abattage restituée ($P > 0.05$). Sur ce site, l'effet de la restitution des résidus est plus marqué, notamment sur la croissance des arbres, le scénario de restitution complète peut donc être recommandé pour garantir la meilleure productivité du système mais une analyse plus complète intégrant des aspects économiques de valorisation du bois et de coût des engrais serait nécessaire avant de conclure.

La réponse des 5 paramètres agronomiques à la restitution de résidus d'abattage est similaire entre les 2 sites, excepté pour la croissance des hévéas. La divergence de réponse entre sites pour ce paramètre pourrait s'expliquer par une limitation de la biodisponibilité en P à la SOGB. Ce type de limitation est très connu dans les sols ferrallitiques en raison de la forte teneur en oxyhydroxydes métalliques. Nos résultats montrent que le N est disponible en grande quantité grâce à une minéralisation nette élevée, quel que soit le scénario de restitution. Les sols de la SOGB sont caractérisés par une CEC relativement élevée avec un stock initial de bases échangeables (K, Ca et Mg) important. Dans les scénarios sans apport d'engrais, le P paraît donc l'élément nutritif le plus limitant sur ce site, ce qui est souvent le cas dans les sols ferrallitiques tropicaux (Sauvadet et al., 2021). Cet élément, essentiel à la croissance des hévéas en début de cycle de plantation (Vrignon-Brenas et al., 2019), est présent en très faible quantité à la SOGB. L'apport croissant de résidus d'abattage à la SOGB, d'une restitution partielle à une restitution double, a permis de réduire la limitation en P assimilable, en augmentant substantiellement les stocks de cet élément dans le sol par la libération de P issue de la décomposition des résidus d'abattage. Des essais de fertilisation avec omission sont recommandés pour valider ces hypothèses liées à une limitation de la croissance des arbres due à une carence en P à la SOGB. De tels essais ont par exemple permis de déceler une limitation en N, P et Ca dans une plantation d'hévéas de 2 ans en Thaïlande (Timkhum et al., 2013).

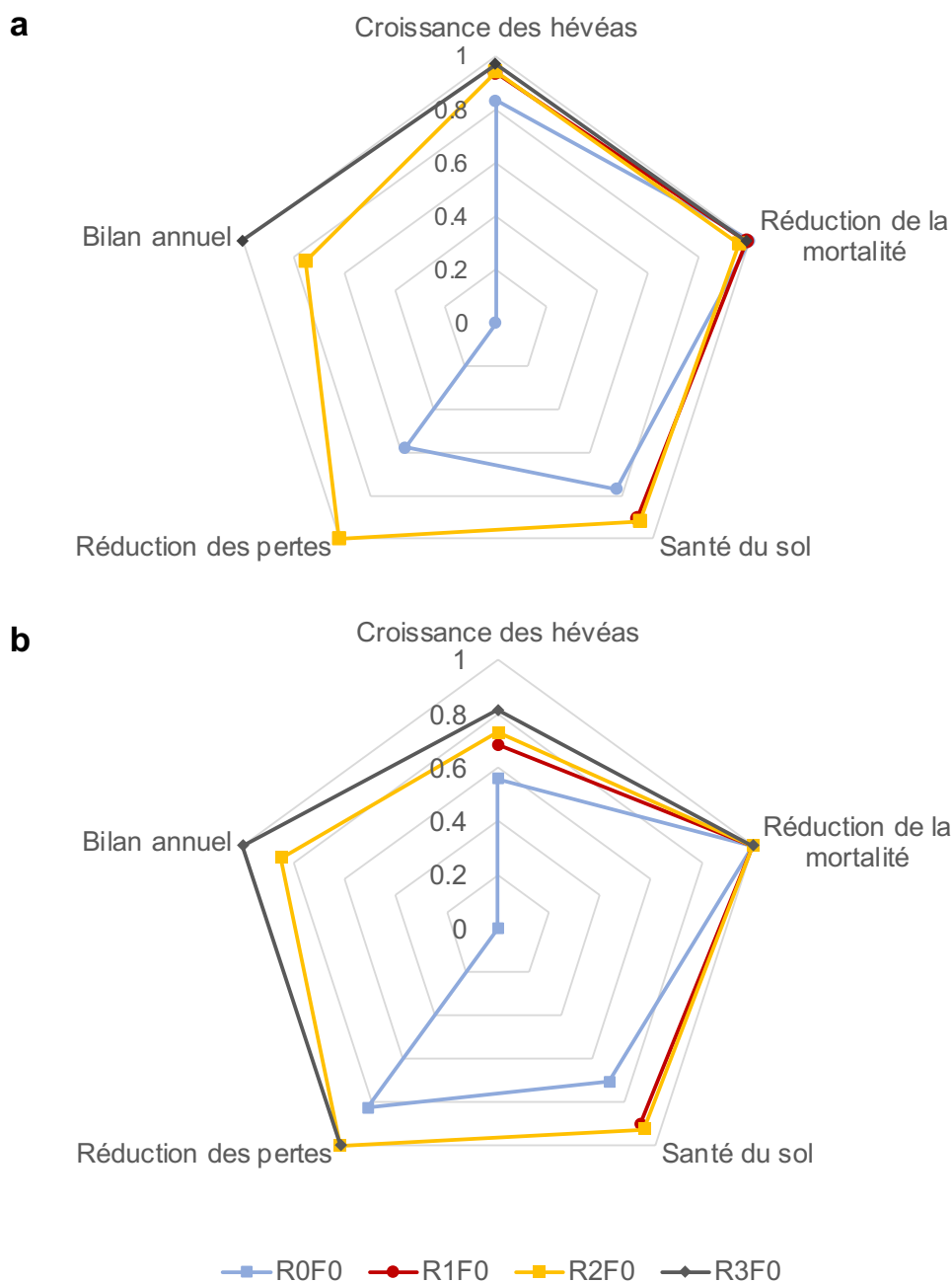


Figure 62 : Graphique en radar montrant l'effet de différents scénarios de gestion des résidus d'abattage à la SAPH (a) et à la SOGB (b) sur la croissance des hêvéas, la mortalité des hêvéas, un indice de santé du sol (cf. article 2), les pertes par drainage profond (SAPH) ou érosion (SOGB) de N et les bilans annuels entrées-sorties dans le sol de N. R0F0 : résidus d'abattage (troncs, branches, feuilles et souches) retirés de la parcelle ; R1F0 : tronc retiré de la parcelle, branches, feuilles et souches laissés sur place ; R2F0 : troncs, branches, feuilles et souches laissés sur place ; R3F0 : double restitution (R2F0 x 2). Les données ont été exprimées en pourcentage de la valeur maximale (croissance, bilan, mortalité et santé du sol) ou minimale (pertes). Elles correspondent à une plantation à l'âge de 36 mois. Certains paramètres agronomiques n'ont pas été évalués dans tous les scénarios de gestion.

4.3.3. Doses d'engrais et de dolomie à appliquer

Nos résultats montrent que l'effet de l'apport de fertilisant est très lié au type de sol. Dans cette partie, il s'agit d'une part de discuter l'effet de la fertilisation sous le prisme de 4 paramètres agronomiques (croissance, mortalité, pertes d'éléments minéraux et évolution de la fertilité) qu'un gestionnaire de plantation pourrait intégrer dans ses choix de pratique et d'autre part d'interroger les doses d'engrais apportées en les mettant en perspective avec les besoins annuels du peuplement.

Comparaison des scénarios. Dans le cas d'une restitution complète de résidus d'abattage et sous le prisme des 4 paramètres agronomiques choisis, l'apport de fertilisants et de dolomie semble avoir peu d'impact à la SAPH au cours des 3 premières années de croissance, mais un effet à moyen/long terme de l'apport initial ne peut pas être exclu (Figure 63). La croissance, la mortalité des hévéas et les bilans annuels sont similaires entre les 2 scénarios étudiés. Les pertes par drainage profond seraient réduites sans apport d'engrais mais les différences entre scénarios ne sont pas significatives. A la SOGB, l'apport d'engrais est fortement recommandé du point de vue de la productivité (meilleure croissance) mais il provoque en contrepartie une augmentation des pertes par érosion. La mortalité des hévéas et les bilans annuels sont comparables entre les 2 scénarios. L'influence de l'apport d'engrais sur les 4 paramètres agronomiques est similaire sur les 2 sites, sauf pour la croissance des hévéas. L'explication est probablement la même que pour la réponse en croissance des arbres à la restitution de résidus d'abattage entre les 2 sites, i.e., une limitation importante en P assimilable dans les sols ferrallitiques de la SOGB qui n'a pas lieu à la SAPH. Des essais d'omission d'éléments minéraux sont recommandés pour valider ou non cette hypothèse.

Doses d'engrais et besoins du peuplement. On remarque que les doses d'engrais et de dolomie apportées dans les plantations industrielles (correspondant aux doses dans le traitement R2F1 dans notre étude) excèdent fortement les besoins du peuplement la 1^{ère} année après plantation (Annexe 26). Les doses d'engrais sont 132 à 931 % fois plus élevés selon les éléments que les besoins des hévéas à la SAPH ; et elles sont 429 à 2580 % fois plus élevées que les besoins des hévéas à la SOGB au cours de cette période. Cet important décalage entre dose apportée et besoins n'aboutit toutefois pas à des pertes par drainage profond. Le P, peu mobile, est adsorbé sur les oxyhydroxydes de Fe et d'Al et les matières organiques des horizons de surface alors que le nitrate et les bases échangeables migrent dans les horizons plus profonds, où ils sont retenus dans un premier temps sur la phase solide du sol et prélevés dans un deuxième temps par l'hévéa et la plante de couverture. La 2^{ème} année après la plantation, les doses d'engrais et de dolomie appliquées sont presque à l'équilibre avec les besoins des hévéas, malgré un excès toujours élevé pour le P sur les 2 sites (x176 % et x493 % à la SAPH et à la SOGB respectivement par rapport aux besoins des

arbres) et le Ca à la SOGB (x119 % par rapport aux besoins des arbres). Lors de la 3^{ème} année de plantation, les apports d'engrais et dolomie sont tous déficitaires par rapport aux besoins des hêvéas, sauf pour les P sur les 2 sites (x59 % et x296 % par rapport aux besoins). Ces résultats suggèrent que les doses d'engrais appliquées dans les plantations industrielles pourraient être réduites la première année de plantation et augmentées lors de la 3^{ème} année pour le N, K, Ca et Mg alors qu'elles pourraient diminuer pour le P. Les résultats de cette étude ne permettent pas de formuler des préconisations de doses plus précises. Pour cela, des essais de fertilisation avec des doses croissantes seraient nécessaires.

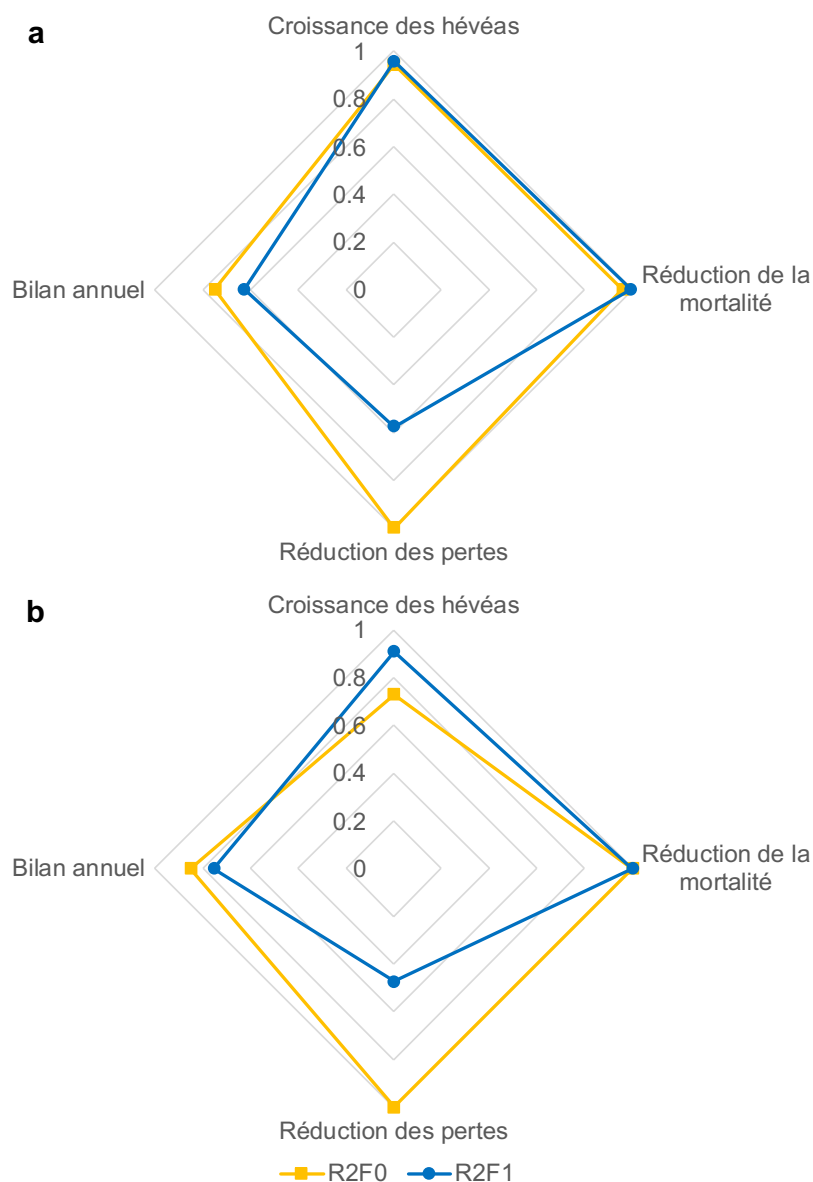


Figure 63 : Graphique en radar de l'effet de 2 pratiques de fertilisation à la SAPH (a) et à la SOGB (b) sur la croissance des hêvéas, la mortalité des hêvéas, les pertes par drainage profond (SAPH) ou érosion (SOGB) de N et les bilans annuels de N. R2F0 : pas de fertilisation + troncs, branches, feuilles et souches laissés sur place ; R2F1 : fertilisation + troncs, branches, feuilles et souches laissés sur place, pas de fertilisation. Les données ont été normalisées par le maximum (croissance, bilan, mortalité) ou par le minimum (pertes). Elles correspondent à une plantation à l'âge de 36 mois.

4.4. Analyse critique et voies d'amélioration

L'étude complète des cycles biogéochimiques en plantation d'arbres implique une méthodologie lourde et la quantification de nombreux stocks flux d'éléments minéraux. Pour des raisons financières et humaines, des hypothèses ou estimations ont dû être faites pour l'estimation de certains flux. Des flux considérés comme quantitativement négligeables, au regard des autres, n'ont pas été évalués. Cette partie a pour objectif de discuter des incertitudes de certains flux estimés ou non intégrés aux bilans annuels ainsi que de proposer de nouvelles études qui pourraient permettre d'améliorer notre compréhension du fonctionnement biogéochimique d'une plantation immature d'hévéas.

4.4.1. Incertitudes liées à la méthode

Les flux ayant faits l'objet d'estimation sont présentés ci-dessous dans un ordre décroissant en termes d'importance quantitative dans une plantation d'hévéas immature et des pistes d'amélioration de leur quantification sont proposées.

- *Le prélèvement et les retours au sol de la plante de couverture Pueraria phaseoloides.* Il s'agit des flux les plus élevés lors des 2 voire 3 premières années après la plantation. Ce flux de prélèvement a été estimé en utilisant les stocks d'éléments sur « pied » (pour le prélèvement) et les stocks d'éléments dans la litière (pour le retour au sol) évalués tous les 6 mois couplé à un ratio de renouvellement de la biomasse issue de la littérature. Nos résultats pour le Ca et le Mg, avec des retours au sol supérieurs aux prélèvements dès la 1^{ère} année après plantation, indiquent que les prélèvements sont sous-estimés et/ou les retours au sol sont surestimés. Globalement, les valeurs de flux dans notre étude restent dans une gamme similaire à la bibliographie, ce qui suggère que l'incertitude de mesure peut être considérée comme raisonnable. Cependant, la mise en place d'un dispositif de quantification des retours au sol, type bacs à litière, comme utilisé par Clermont-Dauphin et al. (2016) en plantation d'hévéas pour *Pueraria phaseoloides*, serait nécessaire pour améliorer la quantification des flux de retours au sol. Des mesures destructives de biomasse sur pied, réalisées au moins mensuellement sur un pas de temps d'un an environ, seraient nécessaires pour évaluer la production de biomasse et le prélèvement par la plante de couverture (Laclau et al., 2002).
- *Pertes par érosion.* Le ruissellement et le détachement de sol ont été quantifiés sur des surfaces de 1 m². L'extrapolation à l'hectare a été nécessaire pour obtenir des données en kg ha⁻¹ pour les bilans annuels d'éléments minéraux. Cette extrapolation a très probablement conduit à une surestimation des pertes par ruissellement (Parsons et al., 2006), ce qui impacterait surtout les pertes en bases échangeables

(K, Ca et Mg) d'après nos résultats. Pour les pertes par détachement de sol, dont le N et le P sont les plus impactés d'après nos résultats, aucun consensus dans la littérature scientifique ne permet de statuer si l'utilisation de micro-placettes sous-estime ou surestime ces pertes (Lal, 1997; Parsons et al., 2006). Les placettes érosion de type « Gerlach », e.g. Liu et al. (2016) en plantation d'hévéas, semblent plus appropriées aux évaluations des pertes dans le cadre d'un bilan entrées-sorties d'éléments minéraux. Ces placettes auraient permis de mieux appréhender les processus complexes liés à l'érosion grâce à une surface de mesure bien plus importante que les micro-placettes de 1 m² et moins dépendante de la micro topographie.

- *Flux d'eau gravitaire dans le sol.* Les flux d'eau gravitaire dans le sol ont été estimés avec le modèle HYDRUS-1D de 0 à 36 mois après la plantation en utilisant une méthode d'optimisation inverse (i.e., le modèle prédit les paramètres hydrauliques à partir des humidités mesurées). On remarque, en comparant l'humidité du sol mesurée et modélisée, que les flux d'eau sont bien prédits par le modèle jusqu'à 100 cm sur l'ensemble de la période de suivi. Aux profondeurs de 200 et 400 cm, le modèle peine cependant à retranscrire les flux d'eau en cas de forte dessiccation du sol, quand l'humidité volumique du sol est inférieure à 15 %. Ce phénomène pourrait aboutir à de légères surestimations des flux d'eau en bas de profil, et donc une légère surestimation des pertes d'éléments minéraux par drainage. Ces biais pourraient être réduits (1) en ayant recours à une méthode de drainage interne *in situ* pour calibrer les paramètres hydrauliques (Laclau et al., 2005) et s'affranchir ainsi de l'estimation des courbes de rétention dans les différents horizons du sol par optimisation inverse ; (2) en modélisant les flux d'eau au pas de temps annuel pour s'affranchir du module de croissance racinaire intégré au modèle HYDRUS-1D qui est très grossier. Ce module a été utilisé pour estimer la croissance des racines en profondeur au fil du temps mais son fonctionnement reste mal décrit dans le modèle et son impact sur les flux estimés peu visible. Différentes simulations ont été réalisées en faisant varier les données d'entrée sur la croissance racinaire, sans aucun impact significatif sur les flux d'eau prédits. Enfin, l'évaluation des flux d'éléments minéraux en solution à 200 cm et 400 cm de profondeur n'a pas été répétée dans les 3 blocs. Des bougies poreuses pour la collecte de la solution du sol n'ont été installées que dans le bloc 1 de l'essai à ces profondeurs pour des raisons financières. Les fortes variabilités de concentration aux profondeurs 0, 15, 50 et 100 cm (n = 3) justifieraient de vérifier ce paramètre aux profondeurs 200 et 400 cm avec l'installation de nouvelles bougies poreuses dans les 2 autres blocs.

4.4.2. Flux non évalués

Certains flux n'ont pas été évalués dans le cadre de cette étude car ils ont été considérés comme négligeables d'après la littérature. Des estimations de ces flux ont été réalisées. Leur faible importance quantitative confirme que les incertitudes liées à ces flux sont très limitées en comparaison aux autres flux des cycles biogéochimiques quantifiés au cours de l'étude. Ils sont détaillés ci-dessous dans un ordre décroissant en fonction de leur importance quantitative et synthétisés dans le Tableau 17.

- *Renouvellement des racines fines.* Ce flux est rarement évalué dans les études de cycles biogéochimiques du fait de sa difficulté de mesure (Vogt et al., 1998). Dans une plantation d'eucalyptus de 2 ans au Brésil, le renouvellement des racines fines dans l'horizon 0-30 cm variait entre 0.65 et 1.82 an⁻¹ selon la méthode utilisée, « in growth cores » ou « sequential coring » (Jourdan et al., 2008). Dans notre étude à l'âge de 3 ans, sur la base de ce taux de renouvellement couplé aux concentrations d'éléments minéraux dans les racines fines et à la biomasse de racines fines sur l'horizon 0-50 cm, ce flux correspondrait à 40-111 ; 3-8 ; 20-56 ; 10-28 et 8-23 kg ha⁻¹ an⁻¹ de N, P, K, Ca et Mg respectivement, quels que soient le scénario de gestion des résidus d'abattage et le site d'étude. D'autres études sur le même site brésilien utilisant des mini-rhizotrons montraient des turnovers racinaires de racines fines beaucoup plus faibles (Germon et al., 2019). Des études spécifiques de turnover racinaire basées sur des suivis de mini-rhizotrons seraient nécessaire sur nos sites d'étude en plantation d'hévéas en Côte d'Ivoire pour quantifier plus précisément les flux d'éléments minéraux associés.
- *Récréation.* Elle correspond à une partie des pluviolessivats. Il s'agit d'éléments restitués au sol par leur mise en solution à partir de tissus végétaux lors des pluies, notamment au niveau des feuilles. Il peut s'agir d'un flux conséquent pour le K dans une plantation forestière (Ranger et al., 1995). Dans des plantations d'eucalyptus âgées de 1 à 3 ans au Congo et au Brésil, ce flux variait de 1.9 à 3.5 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le K (Laclau et al., 2010b). Dans notre étude, ce flux pourrait être plus faible à la SAPH et du même ordre de grandeur à la SOGB, étant donné la minéralomasse de K dans les feuilles à 2 ans (7 et 15 kg K ha⁻¹ à la SAPH et à la SOGB respectivement, cf. article 1) par rapport à une plantation d'eucalyptus au Congo du même âge (14 kg K ha⁻¹) (Laclau et al., 2000).
- *Volatilisation.* Il s'agit de pertes de N sous forme de NH₃ gazeux dans l'atmosphère. La volatilisation dépend principalement de la forme sous laquelle le N est apporté par la fertilisation. Elle représenterait 11-42 % et 0.1-0.4 % du N apporté sous forme d'urée et de sulfate d'ammonium respectivement, en plantation de palmier à huile (Pardon

et al., 2016a) et elle peut être bien supérieure lorsque de l'urée est épandue à la surface du sol. Sur la base de ces données, les pertes de N par volatilisation dans le scénario incluant une fertilisation azotée (contenant 4 % de N sous forme d'ammonium) sont estimées entre 0.4 et 3.6 kg N ha⁻¹ an⁻¹. La volatilisation peut être estimée à l'aide de nombreux modèles en fonction du contexte pédoclimatique et des pratiques culturales (cf. Pardon et al., 2016).

- *Dénitrification*. Il s'agit d'un processus microbien, en condition anaérobie, de réduction des nitrates et nitrites en formes gazeuses d'azote, principalement en oxyde nitreux (N₂O). Ce flux de sortie à l'échelle du sol dépend principalement de l'humidité, de la teneur en C organique et de la température du sol (Pardon et al., 2017). Dans une plantation d'hévéas de 10 ans avec et sans interculture de légumineuse (C organique sur 0-10 cm : 1.2 % ; précipitation annuelle : 1500 mm), une étude reporte une dénitrification variant de 1.4 à 1.6 kg ha⁻¹ an⁻¹ (Rao et al., 2021). En Indonésie, dans une plantation de palmier à huile (C organique : 2 % ; précipitation annuelle : 2400 mm), la dénitrification lors des 3 premières années de plantation a été estimée entre 0 et 1.2 kg ha⁻¹ an⁻¹. Avec un taux de C organique plus faible dans les sols de la SAPH et de la SOGB (~1 % sur 0-10 cm) une dénitrification comparable ou plus faible que celles reportées dans la plantation d'hévéas 10 ans et de palmier à huile de 1-3 ans serait attendue. La dénitrification peut être estimée par des modèles, e.g., Del Grosso et al. (2000).
- *Altération des minéraux*. L'altération est un processus naturel de pédogénèse qui correspond à la dégradation et à la transformation des roches et minéraux du sol. Dans la plupart des sols tropicaux déjà très altérés, ces flux ont été estimés à 0.3 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour le K et de 0 kg ha⁻¹ an⁻¹ pour les autres éléments minéraux dans une plantation d'eucalyptus au Congo (Laclau et al., 2010b).

Tableau 17 : Estimation des flux (kg ha⁻¹ an⁻¹) non évalués dans cette étude dans le cas d'un scénario de pratique incluant une fertilisation minérale, à partir de valeurs indiquées dans la bibliographie. Les flux positifs indiquent une entrée dans le sol et les flux négatifs une sortie du sol. Le bilan correspond à la somme des entrées (positives) et des sorties (négatives). Ces estimations confirment que les incertitudes liées à ces flux sont très faibles en comparaison des autres flux des cycles biogéochimiques quantifiés au cours de la thèse.

	Flux (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)				
	N	P	K	Ca	Mg
Renouvellement des racines fines	40 à 111	2 à 9	20 à 56	10 à 28	8 à 23
Récréation	0	0	1.9 à 3.5	0	0
Volatilisation	-0.4 à -3.6	0	0	0	0
Dénitrification	-1.6 à 0	0	0	0	0
Altération des minéraux	0	0	0.3	0	0
Bilan à l'échelle du sol*	-0.4 à -5.2	0	1.9 à 3.5	0	0

* le renouvellement des racines fines n'influence pas les bilans annuels à l'échelle du sol car il s'agit d'un flux interne au sein de l'agroécosystème.

4.4.3. Études complémentaires

Parmi les nombreux travaux qui seraient intéressants pour améliorer la compréhension du fonctionnement biogéochimiques lors de la phase immature des plantations d'hévéas, 3 études paraissent prioritaires.

4.4.3.1. Compléter l'évaluation des flux d'éléments minéraux

A la replantation. Pendant la phase de replantation, les risques de pertes d'éléments minéraux par érosion et drainage profond sont forts car cette période est caractérisée par une forte minéralisation de la matière organique du sol et par l'absence de plante pour le prélèvement des éléments minéraux. La mesure de ces flux n'a débuté qu'à la replantation soit environ 8 mois après la coupe rase du peuplement antérieur. Un suivi précis des pertes par érosion et par drainage profond serait donc nécessaire pendant cette période. Suite à la destruction d'une savane pour une plantation d'eucalyptus, les pertes d'éléments par drainage ($\sim 4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour le NO_3^-) et la minéralisation nette de l'azote ($\sim 40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) sont faibles (Mareschal et al., 2013). Dans nos 2 sites d'études en Côte d'Ivoire, caractérisés par une minéralisation nette d'azote très élevée ($\sim 400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) dès la plantation, des flux d'éléments en solution bien plus importants pourraient être attendus pendant les premiers mois après la coupe rase lors de la phase de replantation. A notre connaissance, aucune étude en plantation d'hévéas n'a porté sur les pertes d'éléments minéraux pendant la replantation.

Les années suivantes. Le suivi des flux d'éléments minéraux les années suivantes (i.e., après l'âge de 3 ans) apporterait des informations importantes sur l'évolution de la fertilité du sol à partir des bilans entrées-sorties. Lors de la période 3-4 ans, la totalité des éléments minéraux contenu dans les résidus d'abattage aura été libérée (il en restait entre 1 et 10 % à 3 ans). En outre, les prélèvements du peuplement devraient continuer à augmenter fortement. Sur la base des bilans annuels à 3 ans, déjà négatifs ou à l'équilibre quel que soit l'élément dans un scénario de restitution complète des résidus d'abattage non fertilisé, on peut faire l'hypothèse que les bilans annuels à la période 3-4 ans seront tous négatifs. Il serait conseillé d'intégrer l'évaluation des flux d'éléments liés au renouvellement des racines fines, quantitativement importants mais non évalués jusqu'à maintenant en installant des mini-rhizotrons. Ces mesures permettraient aussi de mieux comprendre la dynamique d'allocation du carbone au sein des arbres au cours de leur développement. L'augmentation de la biomasse des feuilles d'hévéas au cours du temps justifierait la mise en place d'un dispositif de mesure des récrétions foliaires (Ranger et al., 1995).

4.4.3.2. Évaluer l'effet de chaque élément nutritif sur la croissance des hévéas à partir d'essais d'omission

Nos résultats sur 3 ans de suivi permettent d'émettre des hypothèses concernant les limitations liées à la biodisponibilité des éléments minéraux du sol (assimilables ou échangeables). La limitation la plus forte semble liée à la disponibilité en P assimilable sur le site de la SOGB. A la SAPH, aucune limitation particulière n'a pu être mise en évidence mais une attention particulière doit être portée sur le K dont les bilans sont négatifs dès la 2^{ème} année après plantation, quels que soient le scénario de gestion des résidus d'abattage et de fertilisation. Les stocks de N totaux dans le sol et la minéralisation nette de N élevés suggèrent en revanche que cet élément est présent en grande quantité dans le système et qu'il ne serait pas limitant pour la croissance des arbres, jusqu'à l'âge de 3 ans.

Mettre en place un essai d'omission d'éléments minéraux permettrait de valider ou non ces hypothèses relatives à la limitation d'éléments minéraux pour la croissance. Un essai d'omission consiste à apporter par fertilisation une quantité non limitante de tous les éléments, sauf un (l'élément omis). Les essais d'omission concernent généralement les 3 éléments majeurs (N, P et K) mais il est intéressant aussi de tester un traitement correspondant à l'apport de calcaire dolomitique (pour vérifier qu'il n'existe pas une limitation en Ca ou Mg) et un traitement avec omission d'oligo-éléments pour vérifier que certains micronutriments ne sont pas limitants sur les sites d'étude. Dans ce cadre, un essai d'omission à 5 traitements pourrait être envisagé sur les 2 sites d'étude : N omis (K, P, dolomie et oligoéléments appliqués), P omis (N, K, dolomie et oligoéléments appliqués), K omis (N, P, dolomie et oligoéléments appliqués), dolomie omis (N, P, K et oligoéléments appliqués) et oligoéléments omis (N, P, K, dolomie appliqués). Le suivi de la croissance des arbres serait l'indicateur principal permettant de détecter l'élément le plus limitant. Bien que peu d'essais d'omission aient été mis en place en hévéaculture, ces derniers peuvent améliorer efficacement la gestion de la fertilisation et la productivité d'une plantation. Dans une plantation d'hévéas de 2 ans en Thaïlande, un essai d'omission a permis de mettre en évidence des limitations en N et en P pour la croissance des arbres (Timkhum et al., 2013). Les recommandations issues de ces essais ont généralement des portées limitées car elles sont très dépendantes du sol. Ce type d'essai de terrain serait cependant très intéressant en complément d'une étude détaillée des cycles biogéochimiques comme celle réalisée ici car il contribuerait à mieux comprendre le fonctionnement minéral de ces plantations en évaluant l'effet de chaque élément sur le développement des arbres et le fonctionnement du sol, ce qui peut permettre certaines extrapolations au-delà du site étudié

4.4.3.3. Développer un modèle « bilan » pour aider au pilotage de la fertilisation

Des modèles basés sur des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux pour le pilotage de la fertilisation peuvent être utilisés pour l'aide à la décision dans la détermination des doses en estimant les besoins en engrais comme la différence entre les éléments nutritifs requis par la culture pour atteindre le rendement cible et l'apport net d'éléments nutritifs du sol à l'arbre (Öborn et al., 2003). Ces modèles nécessitent le suivi et la quantification de nombreux flux d'éléments minéraux. Le manque de données disponibles sur ces flux en plantations d'hévéas immatures ne permet pas un développement précis de ce type de modèle (Vrignon-Brenas et al., 2019). Notre étude sur 3 ans a permis d'acquérir des résultats inédits sur les flux d'éléments minéraux dans ces systèmes, ouvrant la voie vers la calibration d'un modèle de bilan entrées-sorties. La forte variabilité de certains flux d'un site à l'autre (e.g., le prélèvement du peuplement et les pertes par drainage profond) nécessiterait le développement de modèles déterministes pour estimer les flux d'éléments minéraux intervenants dans les bilans. Ces modèles pourraient être utiles pour généraliser l'utilisation du modèle bilan à des plantations établies dans d'autres contextes pédoclimatiques. La modélisation des flux les plus variables d'un contexte à l'autre devra être une priorité. Il s'agira particulièrement des flux de prélèvements par le peuplement, des pertes par drainage profond et des flux liés à la plante de couverture si une espèce autre que *Pueraria phaseoloides* est utilisée.

Le modèle bilan permettrait d'aider au pilotage de la fertilisation mais la période de l'apport, les formes d'éléments apportés par l'engrais, les zones d'apport en lien avec la prospection racinaire et les stocks d'éléments biodisponibles dans le sol sont des paramètres à considérer en complément des valeurs des bilans pour raisonner précisément une pratique de fertilisation.

5. Conclusion et perspectives

Les objectifs principaux de cette étude étaient (1) d'évaluer les flux et stocks d'éléments minéraux lors des 3 premières années après plantation selon différents modes de gestion des résidus d'abattage ; (2) d'établir des bilans entrées-sorties d'éléments minéraux à l'échelle du sol en fonction de la quantité de résidus d'abattage restituée ; (3) d'évaluer l'effet de la phase de replantation sur la perturbation du fonctionnement du sol et de suivre sa restauration en début de cycle de plantation et (4) de formuler des recommandations de gestion en phase immature dans le cas de plantations industrielles.

Les résultats de ce travail ont significativement amélioré notre compréhension du fonctionnement biogéochimique d'une plantation d'hévéas, notamment lors de la phase immature. Nous avons montré que :

- La phase de replantation perturbe drastiquement les 3 fonctions du sol étudiées (transformation du carbone, maintien de la structure et recyclage des nutriments). La restitution des résidus d'abattage combinée à une plante de couverture permet une restauration rapide (12 à 18 mois) de certaines fonctions du sol après l'abattage.
- Les résidus d'abattage se décomposent en 18 mois pour les feuilles et en 48 mois pour les compartiments ligneux (troncs et branches).
- La restitution des résidus d'abattage améliore la croissance et les stocks d'éléments minéraux du peuplement, à partir de 18 mois après plantation. Cette pratique ne provoque pas une mortalité plus élevée des hévéas due aux champignons pourridiés des racines par rapport à une exportation complète des résidus de la parcelle.
- La réponse de la croissance des hévéas à la restitution de résidus d'abattage est dépendante du type de sol. Les effets positifs des résidus sont plus marqués dans le sol ferrallitique à faible concentration en P assimilable du site de la SOGB que dans le sol plus riche en P et plus sableux du site de la SAPH.
- L'apport d'éléments minéraux issus de la décomposition des résidus d'abattage est supérieur aux besoins nutritionnels d'un peuplement durant les 2 premières années après la plantation, aboutissant à un fort découplage « offre-demande » à cette période. Par conséquent, une augmentation des stocks de certains éléments dans le sol (0-30 cm) est visible dans le cas de restitution des résidus d'abattage.
- La production d'azote minéral est très élevée par rapport aux valeurs dans d'autres agroécosystèmes tropicaux, quelle que soit la gestion des résidus d'abattage, en raison de la décomposition (1) des résidus d'abattage et (2) des litières de la plante de couverture.

- Les flux d'éléments en solution sont élevés par rapport à d'autres plantations tropicales établies dans des types de sols similaires. Les nitrates produits entraînent des cations (Mg^{2+} , Ca^{2+} et Al^{3+}) dans leur migration vers les horizons plus profonds du sol pour maintenir l'équilibre des charges dans la solution du sol.
- La restitution de résidus d'abattage augmente les flux d'éléments minéraux en solution jusqu'à 100 cm de profondeur par rapport à une exportation des résidus.
- Dans les horizons plus profonds, à 200 et 400 cm de profondeur, le drainage des éléments minéraux est indépendant du mode de gestion des résidus d'abattage.
- Les pertes par drainage profond des cations alcalins et alcalino-terreux peuvent entraîner une acidification du sol à long terme.
- Les pertes par érosion sont globalement faibles par rapport à d'autres flux, quel que soit le scénario de restitution des résidus d'abattage. Ces pertes sont drastiquement réduites par la présence d'une plante de couverture mais la combinaison avec des résidus d'abattage permet une réduction encore plus marquée de ces pertes.
- Le peuplement est un compartiment mineur en termes de stocks d'éléments minéraux en début de cycle de plantation. Les besoins nutritionnels des arbres s'intensifient fortement au cours des 3 premières années après la plantation et le prélèvement par les arbres devient un flux majeur des cycles biogéochimiques par la suite.
- Les stocks d'éléments assimilables dans le sol conditionnent la productivité d'un peuplement d'hévéas aux jeunes âges de 0 à 3 ans après la plantation. Les mécanismes de recyclage tels que la résorption foliaire et les retours au sol par les litières restent des flux mineurs au cours de cette période.
- En revanche, la résorption foliaire et les chutes de litières d'hévéas sont des flux quantitativement très importants dans les cycles biogéochimiques d'une plantation mature âgée de 20 et 40 ans. A ces âges, le système est très conservatif d'un point de vue biogéochimique, avec des prélèvements directs au sol d'éléments minéraux réduits et des pertes probablement faibles par drainage profond, érosion et exportation par le latex.
- Les flux liés à la plante de couverture dominent les cycles biogéochimiques lors des 2 premières années après la plantation. La plante de couverture permet de conserver les éléments minéraux dans le système, limitant ainsi les pertes par drainage et érosion. La plante de couverture est donc un compartiment majeur dans le fonctionnement minéral d'une jeune plantation d'hévéas.
- Le semis d'une légumineuse est adapté dans le cas d'une restitution des résidus d'abattage. En cas d'exportation des résidus de la parcelle, la légumineuse est rapidement remplacée par des herbacées plus compétitives vis-à-vis des ressources naturelles dont les besoins sont croissants pour le peuplement d'hévéas.

- Les bilans entrées-sorties d'éléments minéraux sont très excédentaires les 2 premières années après plantation dans le cas d'une restitution des résidus d'abattage. En troisième année, l'apport de fertilisant permet de maintenir des bilans positifs pour certains éléments. En cas d'exportation des résidus d'abattage, les bilans sont négatifs sur les 3 années après plantation.

Cette étude sur les cycles biogéochimiques nourrit la réflexion sur la durabilité des plantations d'hévéas dans le monde. En Thaïlande, au Vietnam et en Indonésie, l'exportation des résidus d'abattage (troncs et grosses branches) est une pratique courante à la replantation. Ces 3 pays concentrent environ 60 % de surfaces hévéicoles dans le monde en 2020. Même si l'exportation des résidus d'abattage à la replantation peut générer un revenu supplémentaire, nous avons montré que le fonctionnement biogéochimique est négativement impacté par cette pratique en début de cycle de plantation : la croissance du peuplement est lente, le fonctionnement biologique est réduit et les bilans entrées-sorties sont négatifs au cours des 3 premières années de plantation. Sans apports relativement importants d'engrais pour équilibrer ces bilans, il est très probable que cette pratique provoque un appauvrissement significatif des stocks biodisponibles dans le sol au cours des cycles de replantations successifs. Une réduction de la fertilité du sol au cours des cycles de replantations d'hévéas a été démontrée en Thaïlande (Panklang et al., 2022). A terme, l'exportation de résidus d'abattage impactera la productivité des peuplements. Certains gestionnaires de plantations industrielles ont d'ailleurs reporté des baisses de croissances aux jeunes âges dans le cas de parcelles replantées.

La restitution des résidus d'abattage, combinée à une plante de couverture, est une pratique appropriée pour faire face au déclin de la fertilité des sols au cours des cycles de replantation successifs. Cependant, les connaissances du fonctionnement biogéochimique à la fin de la phase immature (3-6 ans), lorsque les besoins du peuplement sont les plus importants, ainsi qu'en phase mature, sont encore limitées. Des études complémentaires devront donc être menées pour compléter notre compréhension du fonctionnement minéral et biologique en plantations d'hévéas et ainsi faire face aux enjeux d'aujourd'hui et de demain.

6. Annexes

Annexe 1 : Programme de fertilisation à la SAPH et à la SOGB.

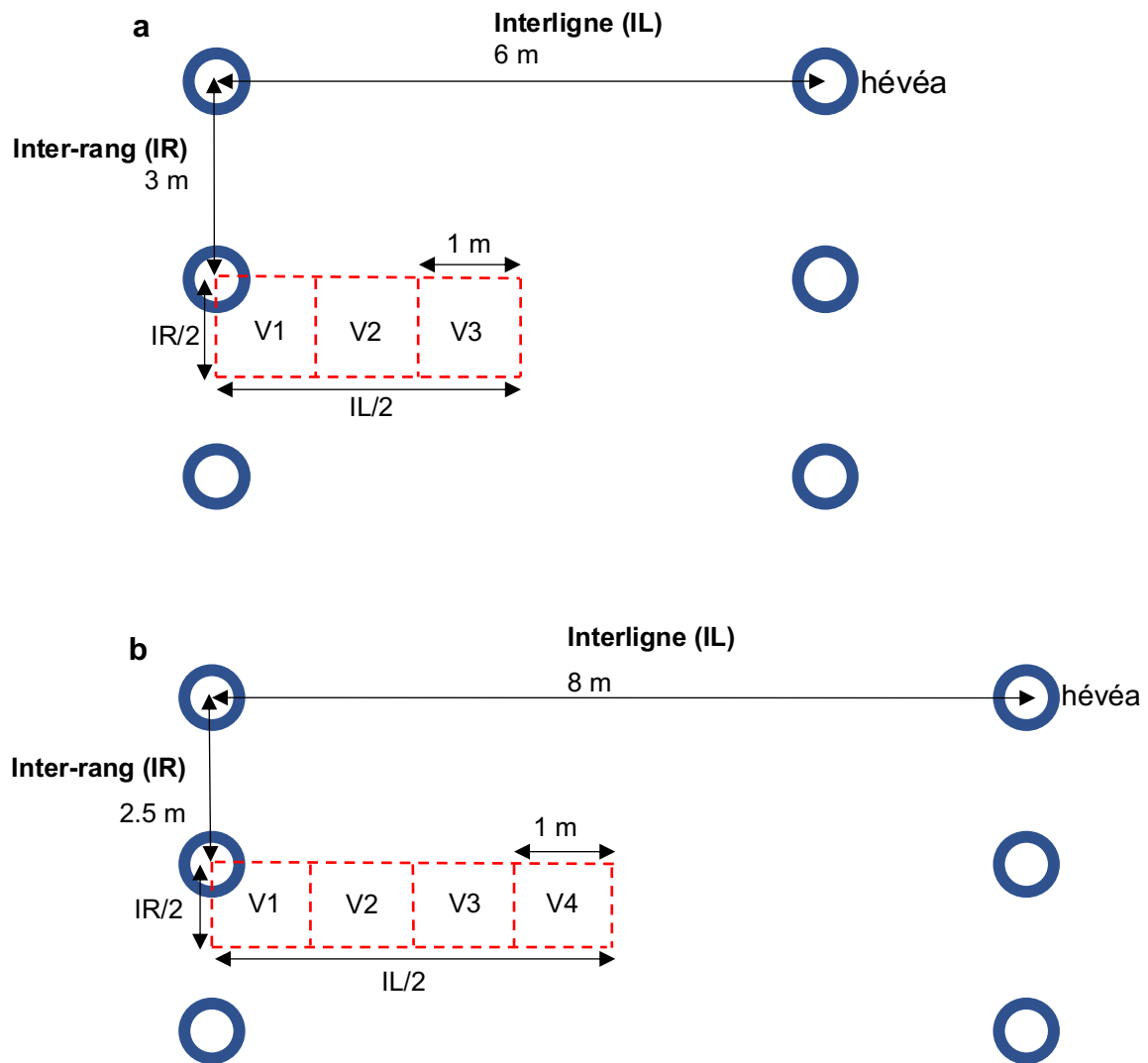
Date	Traitement concerné	Période (mois)	Engrais (g plant ⁻¹)		Dolomie (g plant ⁻¹)	
			NPK 15-7-15		CaO	MgO
A la plantation	R0S, R0F0, R1F0, R2F0, R2F1, R3F0	0-12	40 *		0	
Novembre 2018	R2F1	0-12	200		60	
Mai 2019	R2F1	0-12	200		110	
Novembre 2019	R2F1	12-24	200		0	
Mai 2020	R2F1	12-24	300		170	
Novembre 2020	R2F1	24-36	300		0	
Mai 2021	R2F1	24-36	400		230	

* Pour cette application, l'engrais était un engrais enrobé à diffusion lente, à la formulation N-P-K-Ca suivante : 17-8-9-13.

L'engrais a été apporté en cercle concentrique à 40 cm autour des plants jusqu'en novembre 2020 inclus. L'apport d'engrais de mai 2021 a été effectué à 1.3 m de la ligne de plantation.

Annexe 2 : Schéma du quart de Voronoï à la SAPH (a) et à la SOGB (b), utilisé pour le prélèvement des racines en 2019 et 2021.

Le quart de Voronoï divise en 4 la surface entre 4 arbres. Il est lui-même scindé en 3 (SAPH) ou 4 (SOGB) zones en fonction de la distance à l'arbre.



Annexe 3 : Équations allométriques (transformées en logarithme) de la minéralomasse de N, P, K, Ca et Mg du vieux peuplement avant abattage (novembre 2017) à la SAPH et à la SOGB. a : ordonnée à l'origine ; D : diamètre en cm ; R² : coefficient de détermination.

Site	Élément	a	D	R ²
SAPH	N	1.5121	1.934	0.9679
	P	-2.7047	2.6091	0.8717
	K	0.7475	1.8996	0.9574
	Ca	-1.0621	2.6846	0.9461
	Mg	-1.3342	2.349	0.9209
SOGB	N	-0.7351	2.4452	0.9843
	P	-2.5566	2.4007	0.9754
	K	-1.6928	2.5988	0.9860
	Ca	-1.9728	3.0187	0.9704
	Mg	-2.4785	2.7154	0.9897

L'utilisation d'équations logarithmiques peut conduire à une sous-estimation de la variable de réponse y lors de la conversion de log(y) en échelle non transformée y. Pour corriger ce biais, un facteur de correction (FC) a été utilisé pour chaque équation allométrique, comme proposé par Baskerville (1972) :

$$FC = \exp\left(\frac{RSE^2}{2}\right)$$

avec RSE : erreur standard résiduel du modèle.

Annexe 4 (1/2) : Équations allométriques (transformées en log) de la biomasse et de la minéralomasse, par compartiment et élément, du peuplement à 12, 24 et 36 mois à la SAPH et à la SOGB. a : ordonnée à l'origine, D : diamètre en cm ; H : hauteur en m.

Site	Compartiment	Élément	a	D	H	Mois	Traitement	R ²
SOGB	Feuille	Biomasse	-3.5379	2.1878		-0.1774		0.9692
SOGB	Tronc	Biomasse	-5.6114	2.7929	0.3147			0.9921
SOGB	Branche	Biomasse	1.8179	2.6918	-0.891			0.8299
SOGB	Pivot	Biomasse	-1.9541	2.5752	-0.4517	0.2561		0.9781
SOGB	Racine fine	Biomasse	-1.9783	3.3945		-1.4247		0.78
SOGB	Racine moyenne	Biomasse	-6.4798	2.8795				0.8006
SOGB	Grosse racine	Biomasse	-9.3959	5.9634		-0.8672		0.9204
SOGB	Feuille	N	-7.73727	2.25979				0.9769
SOGB	Feuille	P	-10.77699	2.28891			***	0.9782
SOGB	Feuille	K	-8.95661	2.31745			***	0.9754
SOGB	Feuille	Ca	-8.2555	2.4253		-0.3703		0.9291
SOGB	Feuille	Mg	-10.7005	2.0468		0.3278		0.9634
SOGB	Tronc	N	-8.52578	3.13038		-0.33184		0.987
SOGB	Tronc	P	-9.96986	3.34232		-0.7799	***	0.9689
SOGB	Tronc	K	-8.6792	3.2279		-0.4935	***	0.9697
SOGB	Tronc	Ca	-9.01989	2.8611			**	0.9861
SOGB	Tronc	Mg	-9.8296	2.99243		-0.22037		0.9818
SOGB	Branche	N	-2.3011	3.1686	-1.1316			0.8683
SOGB	Branche	P	-3.3687	3.6626	-1.473			0.8549
SOGB	Branche	K	-2.8351	3.2108	-1.1313		*	0.8635
SOGB	Branche	Ca	0.5388	3.4116	-1.6483			0.7464
SOGB	Branche	Mg	-3.0262	2.7339	-1.1335			0.7306
SOGB	Pivot	N	-9.9471	2.31		0.3702		0.9797
SOGB	Pivot	P	-10.81551	2.16727				0.9585
SOGB	Pivot	K	-9.3156	2.3659				0.9317
SOGB	Pivot	Ca	-10.2288	1.7021		0.4828		0.9256
SOGB	Pivot	Mg	-11.3709	1.9727		0.4726		0.9797
SOGB	Racine fine	N	-6.4882	3.3739		-1.3507		0.7725
SOGB	Racine fine	P	-8.7274	3.4223		-1.579		0.7683
SOGB	Racine fine	K	-7.5188	3.3608		-1.2021		0.7924
SOGB	Racine fine	Ca	-11.3619	2.8314				0.8227
SOGB	Racine fine	Mg	-11.8808	2.9082				0.8289
SOGB	Racine moyenne	N	-11.4695	3.035				0.8077
SOGB	Racine moyenne	P	-14.1959	3.1472				0.8178
SOGB	Racine moyenne	K	-11.7282	2.985				0.8122
SOGB	Racine moyenne	Ca	-14.4832	2.4198		1.0661		0.8415
SOGB	Racine moyenne	Mg	-15.7762	2.3234		1.1406		0.8358
SOGB	Grosse racine	N	-14.7032	4.5519				0.8475
SOGB	Grosse racine	P	-17.3276	4.6105				0.8398
SOGB	Grosse racine	K	-15.0474	4.519				0.8463
SOGB	Grosse racine	Ca	-15.7024	4.8287				0.9019
SOGB	Grosse racine	Mg	-16.1847	4.4744				0.8632

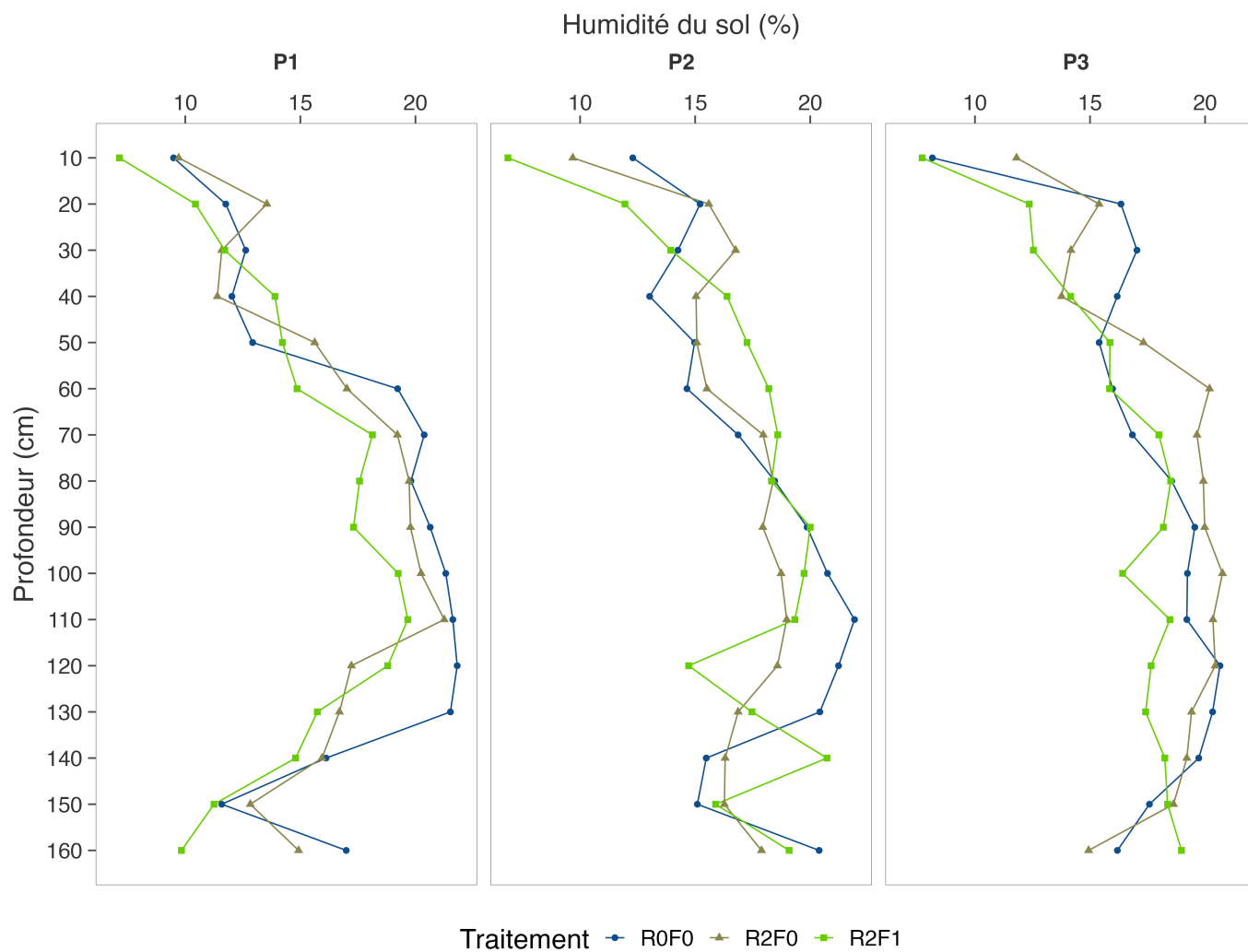
Le facteur de correction FC a été utilisé pour éviter une sous-estimation de la variable de réponse lors du passage de log(y) à y (cf. détail dans l'Annexe 3).

Annexe 4 (2/2) : Équations allométriques (transformées en log) de la biomasse et de la minéralomasse, par compartiment et élément, du peuplement à 12, 24 et 36 mois à la SAPH et à la SOGB.

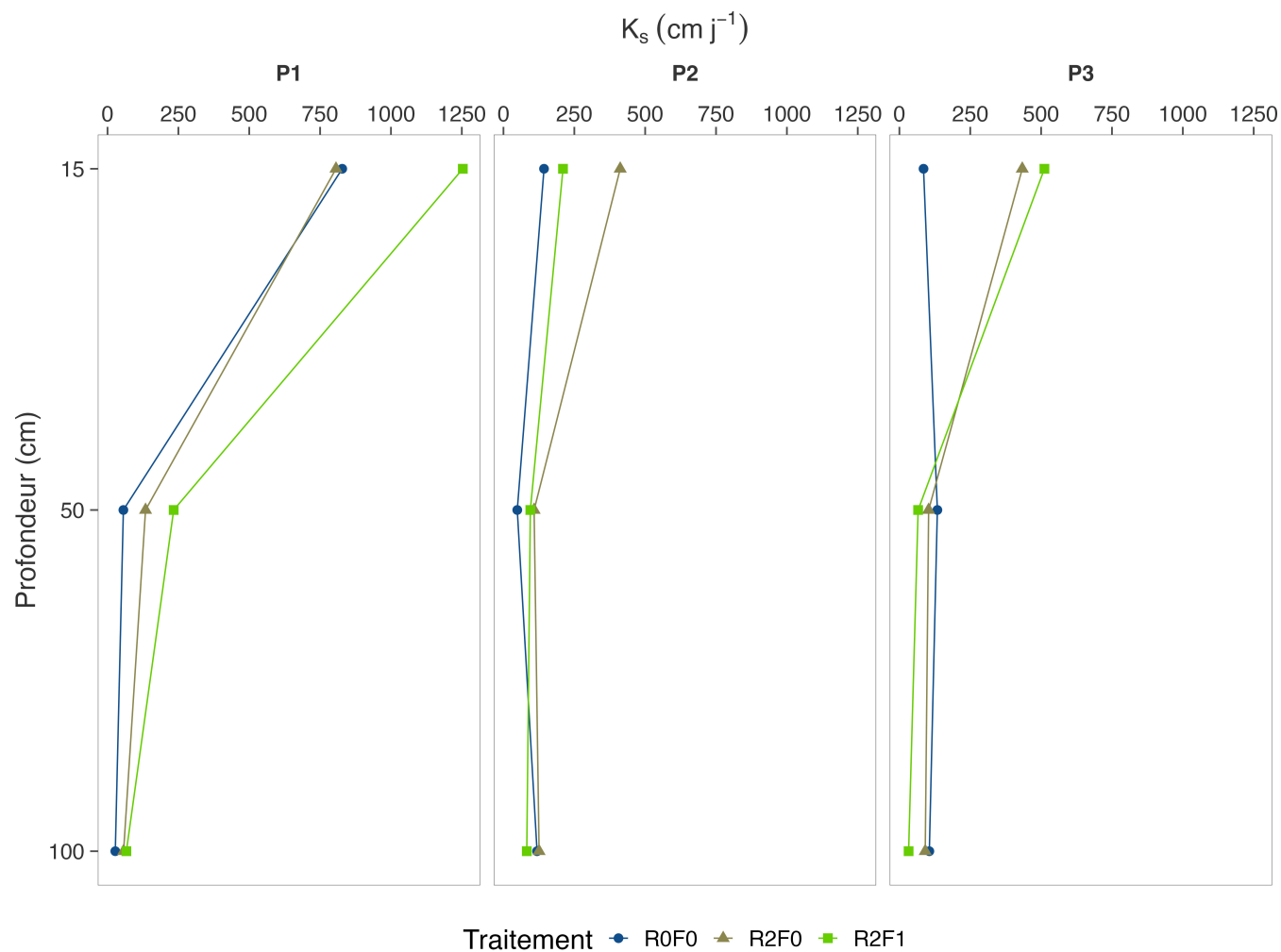
Site	Compartiment	Élément	a	D	H	Mois	Traitement	R ²
SAPH	Feuille	Biomasse	-2.07556	2.42627	-0.78454	0.92696	**	0.992
SAPH	Tronc	Biomasse	-7.5831	2.1616	0.7186	0.1743		0.993
SAPH	Branche	Biomasse	0.4971	2.975	-0.7341		*	0.8619
SAPH	Pivot	Biomasse	-3.2118	2.1988				0.9624
SAPH	Racine fine	Biomasse	-3.7826			1.0288		0.5389
SAPH	Racine moyenne	Biomasse	-9.06627	1.06009		1.84194		0.9144
SAPH	Grosse racine	Biomasse	-11.504	5.203				0.2628
SAPH	Feuille	N	-6.07144	2.39355	-0.70503	0.9567	***	0.9922
SAPH	Feuille	P	-8.50628	2.40337	-0.80727	1.04448	***	0.9913
SAPH	Feuille	K	-6.92255	2.59543	-0.81463	0.88629	***	0.9866
SAPH	Feuille	Ca	-7.41983	2.54607	-0.61661	0.7466	***	0.9815
SAPH	Feuille	Mg	-6.68097	2.71072	-0.99628	0.86222	*	0.983
SAPH	Tronc	N	-8.19047	2.53635				0.9765
SAPH	Tronc	P	-10.18828	2.38847			**	0.9717
SAPH	Tronc	K	-8.57066	2.37463			***	0.9618
SAPH	Tronc	Ca	-8.61636	2.62153				0.943
SAPH	Tronc	Mg	-7.5529	2.9476	-0.409			0.975
SAPH	Branche	N	-9.2865	3.0456			*	0.8667
SAPH	Branche	P	-4.6682	3.2664	-1.0341			0.8097
SAPH	Branche	K	0.9891	3.3242	-1.7462		**	0.8559
SAPH	Branche	Ca	0.4008	3.1702	-1.5263		**	0.8624
SAPH	Branche	Mg	-2.526	3.0068	-1.2368		*	0.8594
SAPH	Pivot	N	-8.21833	2.20205				0.9592
SAPH	Pivot	P	-9.88777	2.06656				0.945
SAPH	Pivot	K	-8.7798	2.2351				0.9205
SAPH	Pivot	Ca	-8.9491	2.1914				0.8886
SAPH	Pivot	Mg	-9.837	2.1472				0.9373
SAPH	Racine fine	N	-7.3725			0.8852	**	0.582
SAPH	Racine fine	P	-9.6897			0.8404		0.4386
SAPH	Racine fine	K	-8.1688			0.6837		0.4534
SAPH	Racine fine	Ca	-9.2649			0.8845		0.534
SAPH	Racine fine	Mg	-9.9318			1.0607		0.5027
SAPH	Racine moyenne	N	-13.5889	1.2178		1.7892		0.9144
SAPH	Racine moyenne	P	-17.3141			2.9277		0.8716
SAPH	Racine moyenne	K	-14.8316	1.0078		2.0189		0.8967
SAPH	Racine moyenne	Ca	-15.8961			2.9308		0.8874
SAPH	Racine moyenne	Mg	-16.3833	0.9295		2.2323		0.9096
SAPH	Grosse racine	N	19.818	7.244	-6.048			0.3624
SAPH	Grosse racine	P	22.387	7.927	-6.95			0.3811
SAPH	Grosse racine	K	20.074	8.523	-6.592			0.4004
SAPH	Grosse racine	Ca	19.605	8.196	-6.428			0.3802
SAPH	Grosse racine	Mg	15.736	8.889	-6.211			0.3948

Le facteur de correction FC a été utilisé pour éviter une sous-estimation de la variable de réponse lors du passage de log(y) à y (cf. détail dans l'Annexe).

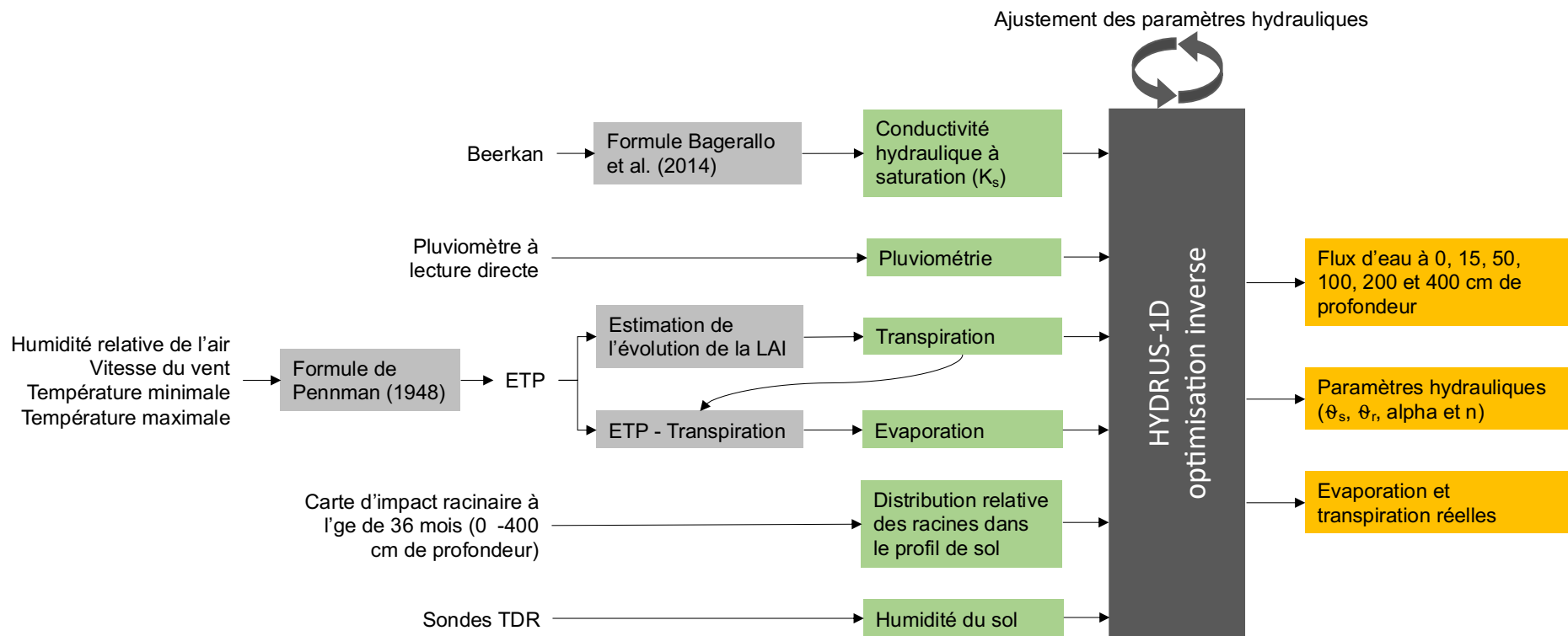
Annexe 5 : Comparaison de l'humidité du sol mesurée avec les sondes Diviner dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1 à la SAPH, de 10 à 160 cm de profondeur, aux positions P1 (ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (milieu de l'interligne), de septembre 2018 à mars 2021 (n = 1).



Annexe 6 : Comparaison de la conductivité hydraulique à saturation du sol (K_s) dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1 à la SAPH, à 15, 50 et 100 cm de profondeur aux positions P1 (ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (milieu de l'interligne).de septembre 2018 à mars 2021 (n = 3 à 4 pour les profondeurs 15 et 50 cm ; n = 1 à 100 cm de profondeur).



Annexe 7 : Représentation schématique des données d'entrées (rectangles verts) et de sorties (rectangles oranges) du modèle HYDRUS-1D utilisé en optimisation inverse pour simuler les flux d'eau dans le traitement R2F1 à la SAPH.



Annexe 8 : Calcul de la transpiration et de l'évaporation à partir de l'évapotranspiration potentielle sur la ligne de plantation (P1) et dans l'interligne (P2 et P3) pour la modélisation des flux d'eau dans le sol avec le modèle HYDRUS-1D.

L'évapotranspiration (ETP) se divise en 2 processus biophysiques : l'évaporation de l'eau à partir du sol (Ev) et la transpiration par les plantes (Tr). Nous détaillons ici comment l'Ev et la Tr ont été calculés à partir de l'ETP issu de la formule de Penman.

- **Sur la ligne de plantation (position P1) : calcul à partir de la surface foliaire**

La ligne de plantation se caractérise par la présence des hévéas. Il a été considéré que le peuplement atteignait son indice de surface foliaire (LAI) maximal à l'âge d'1 an. Cette estimation a été faite car elle aboutissait à une bonne représentation des flux d'eau mesurée par rapport à ceux modélisés après plusieurs essais de calibration du modèle. Elle représente toutefois peu la réalité, les hévéas ayant une canopée encore peu développée à cet âge.

- *Transpiration de 0 à 365 jours après la plantation : croissance de la LAI selon un modèle linéaire*

$$Tr = \frac{0.274 \times \text{jour}}{100} \times ETP \times Kc$$

Avec Tr. : transpiration (mm) ; jour : nombre de jour à partir de la plantation ; ETP : évapotranspiration (mm) ; K_c : coefficient de culture.

Un coefficient de culture (K_c, appelé « crop coefficient » en anglais) de 1.25 a été appliqué pour indiquer que l'ETP dans une plantation d'hévéas est supérieur à celle de la référence sur laquelle le calcul de l'ETP Penman se base, i.e., un couvert herbacé de 10 cm de hauteur. Aucune référence de K_c n'a été trouvée dans la littérature pour une jeune plantation d'hévéa.

- *Transpiration de 366 à 1096 jours après la plantation : stagnation de la LAI*

La LAI a atteint son maximum à 366 jours. Elle est égale à l'évapotranspiration jusqu'à la fin du suivi, en appliquant le coefficient de culture de 1.25.

$$Tr = ETP \times Kc$$

- *Évaporation de 0 à 1096 jours après la plantation*

$$Ev = ETP \times Kc - Tr$$

- **Dans l'interligne (positions P2 et P3) : calcul à partir de la biomasse aérienne de la plante de couverture**

L'interligne se caractérise par la présence de la plante de couverture. La dynamique de la biomasse aérienne de la plante de couverture, évaluée tous les 6 mois, a été utilisée pour estimer l'évolution de la transpiration du couvert.

- *Transpiration de 0 à 210 jours après la plantation : croissance de la biomasse du couvert selon un modèle linéaire*

$$Tr = \frac{10.3 \times \text{jour}}{\text{Biomasse max}} \times ETP \times Kc$$

Avec Biomasse max : biomasse maximale (kg ha⁻¹) de la plante de couverture, correspondant à la biomasse 7 mois après la plantation de 2163 kg ha⁻¹.

- De 211 à 1096 jours après la plantation : dépérissement du couvert selon un modèle polynomial

$$Tr = \frac{-0.0019 \times \text{jour}^2 + 0.8871 \times \text{jour} + 2048}{\text{Biomasse max}} \times ETP \times Kc$$

- Évaporation de 0 à 1096 jours après la plantation

$$Ev = ETP \times Kc - Tr$$

Annexe 9 : Les paramètres du modèle pour l'estimation du ruissellement à la SOGB.

Ce modèle a été utilisé d'une part pour estimer le ruissellement de juin à décembre 2018 au moment où le dispositif n'était pas encore installé et d'autre part pour remplacer les données biaisées de ruissellement qui ont pu être obtenues de janvier 2019 à juin 2021.

Les variables explicatives ont été la pluviométrie, la situation (Ligne, R0F0, R2F0 et R3F0) et la topographie (Haut, Milieu et Bas de pente) en facteurs fixes et la micro-placette (bac 1 à bac 12) en facteur aléatoire. La syntaxe R avec la fonction « lmer » du package *lme4* a été la suivante :

```
modele <- lmer(ruissellement~pluviométrie/(traitement+topographie) + (1|bac), dataframe = erosion)
```

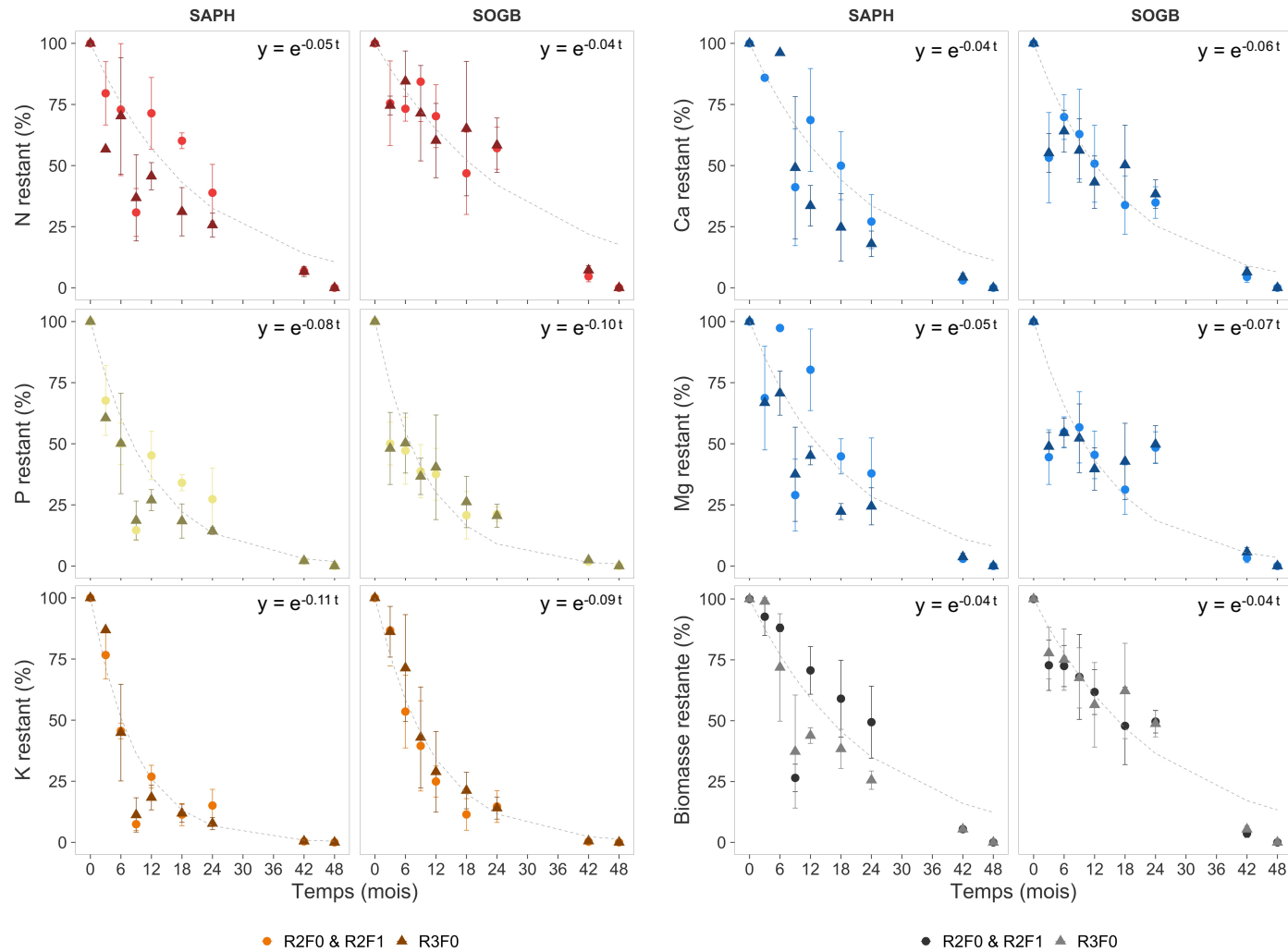
Les paramètres du modèle sont détaillés dans le tableau ci-dessous :

Facteurs	Paramètres	Valeurs
Fixes	Ordonnée à l'origine	-0.64211583
	Pluviométrie	0.56474781
	Pluviométrie*Traitement (R0F0)	-0.48150033
	Pluviométrie*Traitement (R2F0)	-0.58260578
	Pluviométrie*Traitement (R3F0)	-0.58484675
	Pluviométrie*Topographie (Bas de pente)	0.05131397
	Pluviométrie*Topographie (Milieu de pente)	0.05555842
Aléatoires	R0F0 (bac 1)	-0.07643293
	R0F0 (bac 2)	-0.32370088
	R0F0 (bac 3)	0.30535594
	R2F0 (bac 4)	0.89102233
	R2F0 (bac 5)	0.24784310
	R2F0 (bac 6)	0.25108623
	R3F0 (bac 7)	0.89146295
	R3F0 (bac 8)	0.21453640
	R3F0 (bac 9)	0.35991883
	Ligne (bac 10)	-1.23852965
	Ligne (bac 11)	-0.56157900
	Ligne (bac 12)	-0.96098333

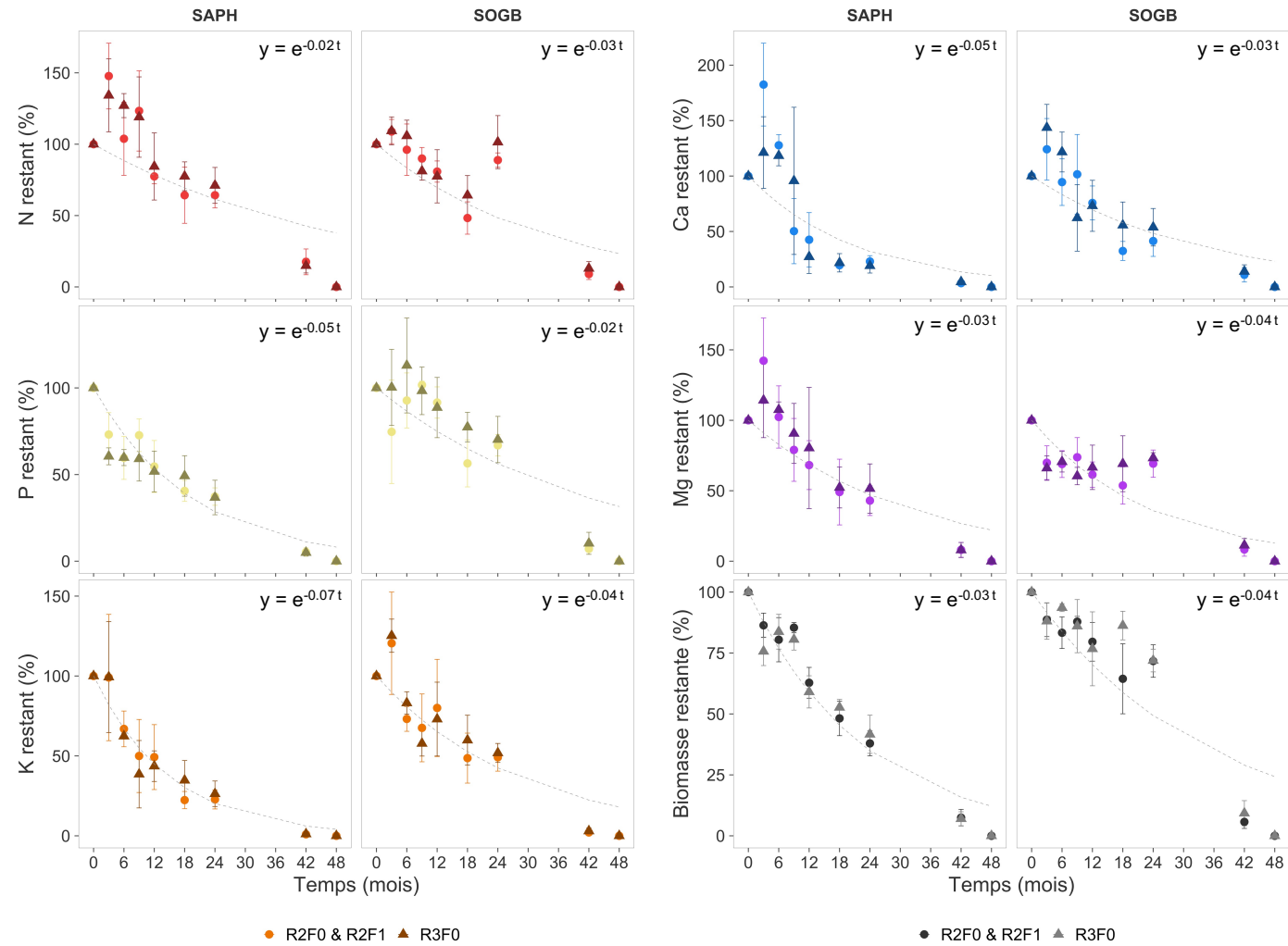
Le R^2 conditionnel, intégrant l'effet du facteur aléatoire, était de 0.88 ; le R^2 marginal sans l'effet du facteur aléatoire de 0.86. Les p -value de l'effet de la pluviométrie, de l'interaction pluviométrie*traitement et de l'interaction pluviométrie*topographie étaient inférieures à 0.0001. La normalité des résidus et l'homoscédasticité des résidus ont été validés graphiquement.

Les modèles pour l'évaluation du détachement de sol aboutissaient à des coefficients de détermination jugés trop faible (< 0.30) pour pouvoir être utilisés dans la prédiction des données manquantes de juin à décembre 2018. Le détachement de sol sur cette période a donc été calculé en prenant la moyenne de la concentration de sédiment pour chaque bac, de janvier 2019 à juin 2021 multipliée au ruissellement estimé.

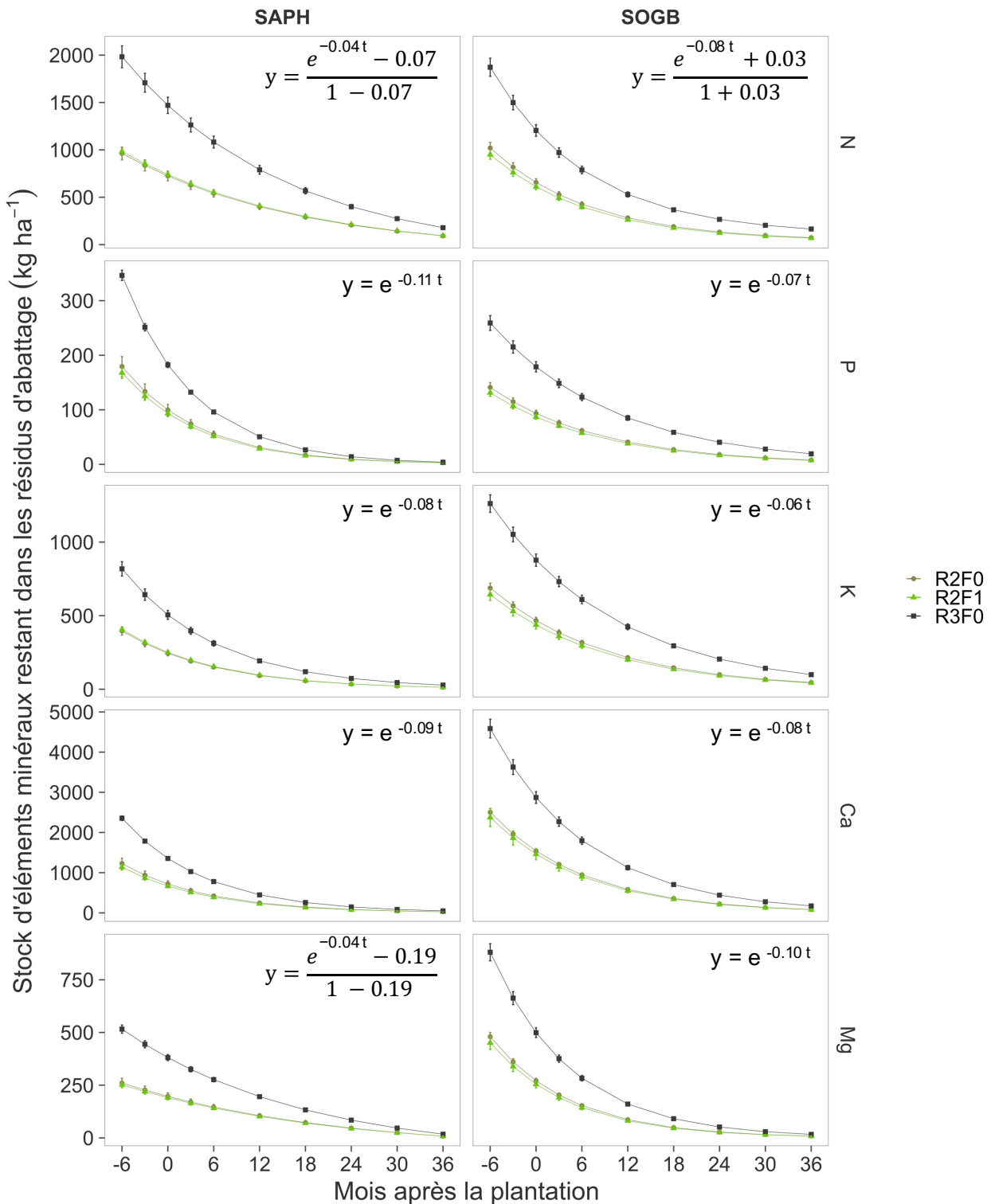
Annexe 10 : N, P, K, Ca, Mg et biomasse restants dans les branches fines ($\varnothing < 4$ cm) dans les placettes décomposition de type "R2F0 & R2F1" et "R3F0" à la SAPH et à la SOGB. La courbe pointillée correspond au modèle exponentiel de décomposition, intégrant les 2 types de placettes, avec t : temps en mois.



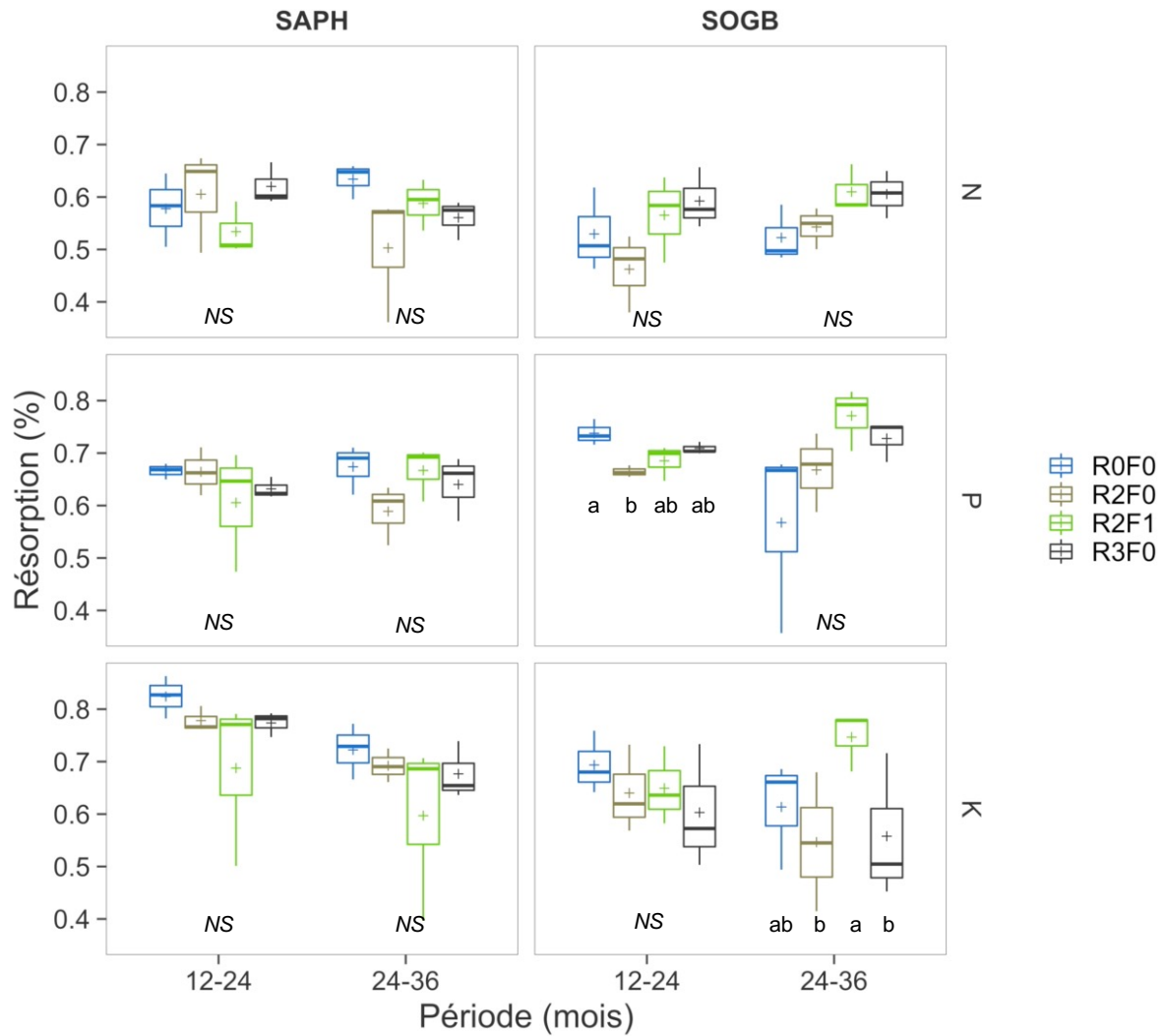
Annexe 11 : N, P, K, Ca, Mg et biomasse restants dans les grosses branches (4 cm \varnothing <math>< 20</math> cm) dans les placettes décomposition de type "R2F0 & R2F1" et "R3F0" à la SAPH et à la SOGB. La courbe pointillée correspond au modèle exponentiel de décomposition, intégrant les 2 types de placettes, avec t : temps en mois.



Annexe 12 : Stock de N, P, K, Ca et Mg restant dans les résidus d'abattage (tronc, branches fines, grosses branches, feuilles et souches) restitués dans les traitements R2F0, R2F1 et R3F0 à la SAPH et à la SOGB. Les modèles exponentiels sont indiqués pour chaque élément, avec t : temps en mois. Pour le N à la SAPH à la SOGB et le Mg à la SAPH, des modèles de type « $\exp(a*t)-b/(1-b)$ » ont été utilisés car ils représentaient mieux la cinétique de libération. L'axe des abscisses débute 6 mois avant la plantation, date à laquelle les résidus d'abattage ont été placés dans les parcelles expérimentales.



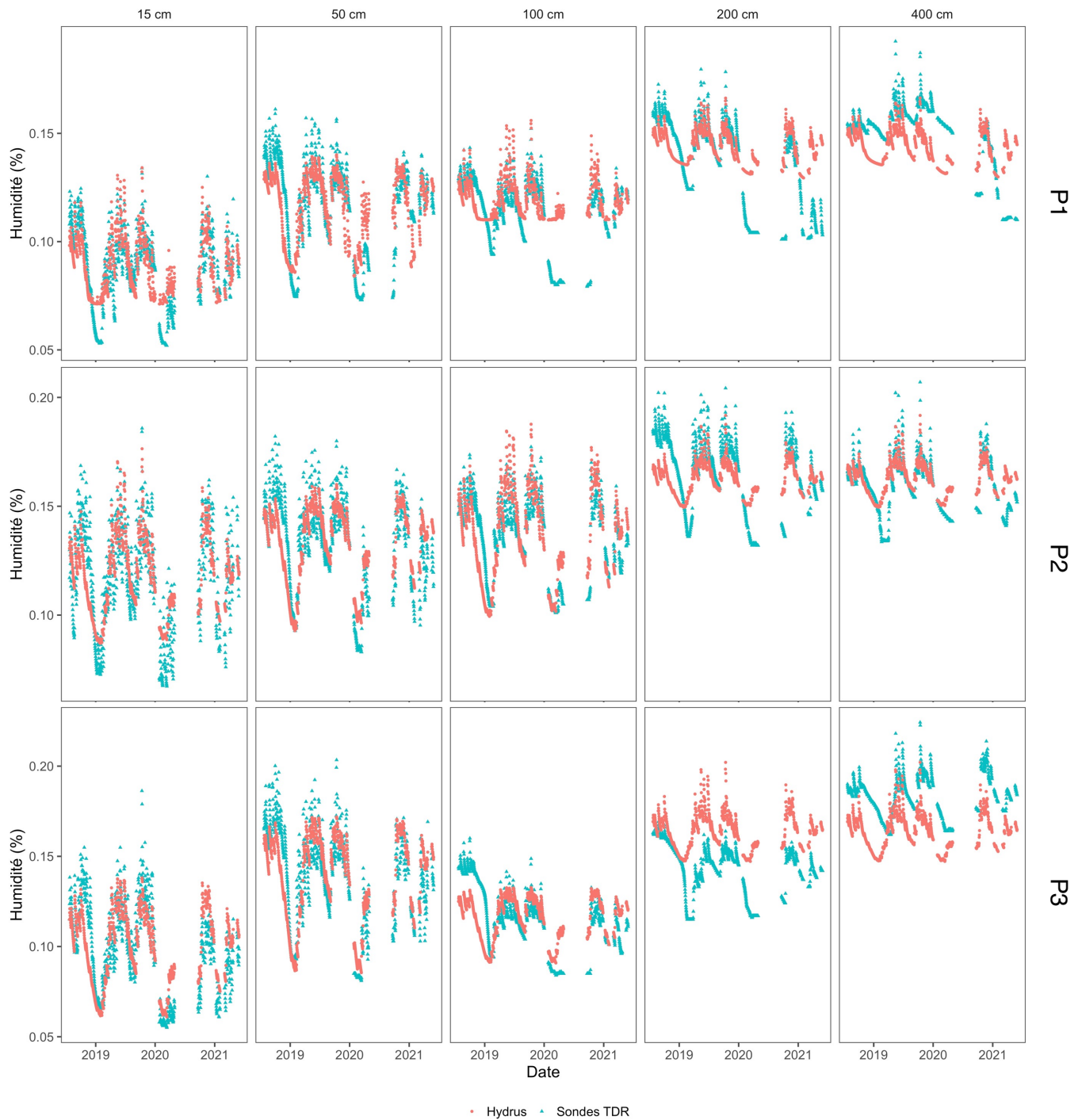
Annexe 13 : Taux de résorption foliaire (%) du N, P et K à la SAPH et à la SOGB dans les traitements R0F0, R2F0, R2F1 et R3F0 sur les périodes 12-24 et 24-36 mois. Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements par période, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$. NS : différence non significative entre traitements à $P < 0.05$.



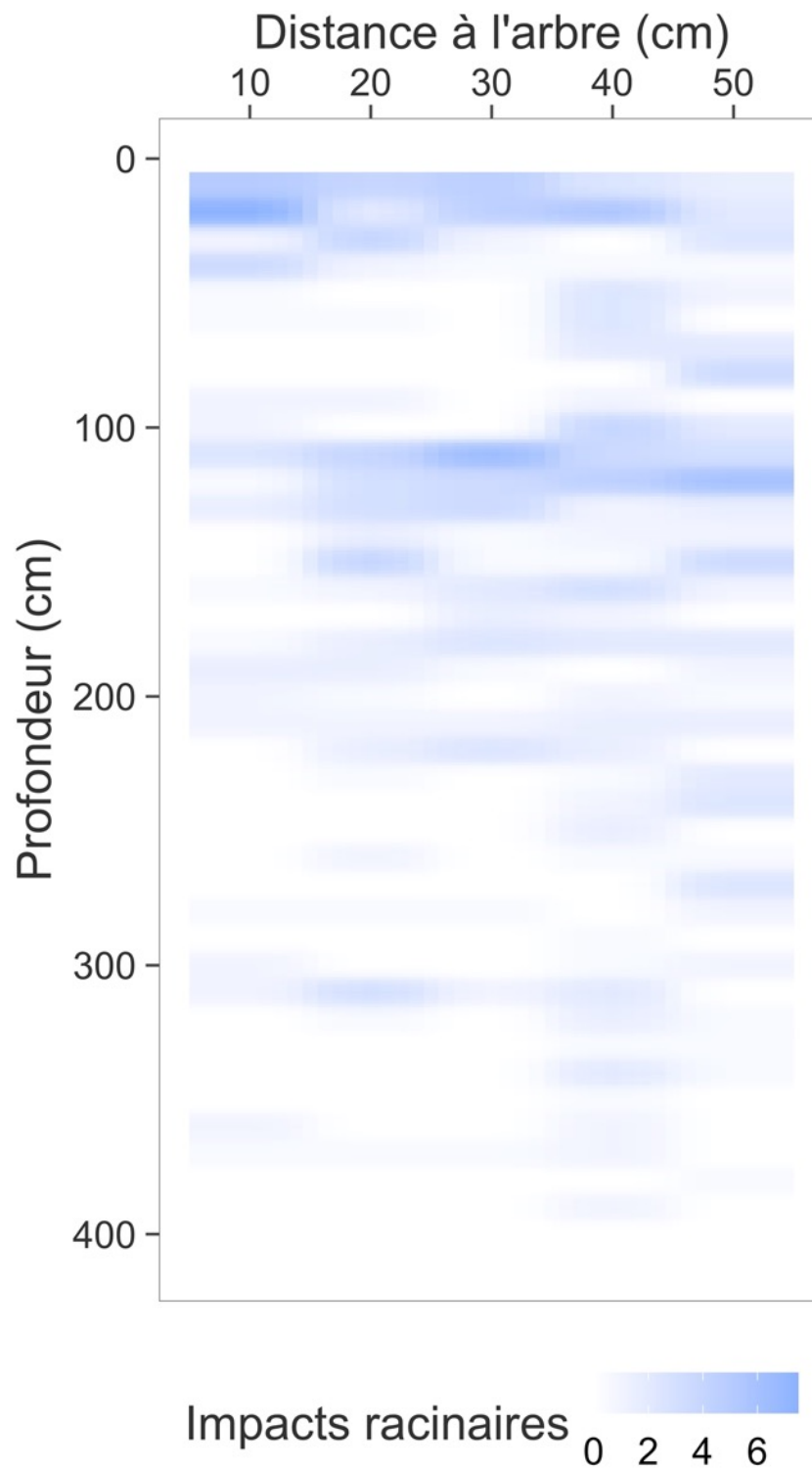
Annexe 14 : Paramètres hydrauliques obtenus par méthode inverse avec le modèle HYDRUS-1D (humidité résiduelle δ_R , humidité à saturation δ_S , paramètres de forme α et n) et par mesure de terrain (coefficient hydraulique à saturation, K_s) pour la modélisation des flux hydriques dans le sol à 15, 50, 100, 200 et 400 cm de profondeur aux positions P1 (ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (milieu de l'interligne) dans le traitement R2F1 à la SAPH. Le plus faible coefficient hydraulique à saturation K_s obtenu à 100 cm a été appliqué à 200 et 400 cm.

Position	Profondeur (cm)	δ_R (%)	δ_S (%)	α	n	K_s (cm j ⁻¹)
P1	15	0.00027	0.28143	0.1196800	1.5000	1253
	50	0.07100	0.14000	0.0003600	2.6400	233
	100	0.07560	0.14190	0.00016930	1.8958	67
	200	0.10790	0.15870	0.00036781	3.3558	33
	400	0.13929	0.17223	0.0004649	1.7903	33
P2	15	0.00415	0.23270	0.0932180	2.0267	210
	50	0.05413	0.18304	0.00006683	2.5649	95
	100	0.00044	0.16070	0.00003151	2.9717	82
	200	0.06075	0.19040	0.000052395	2.8717	33
	400	0.12030	0.20270	0.00010510	1.8050	33
P3	15	0.00157	0.17442	0.08977600	2.4750	512
	50	0.022380	0.1385	0.000048538	3.1904	66
	100	0.000587	0.17195	0.000036703	3.4530	33
	200	0.068620	0.13274	0.000042601	3.8625	33
	400	0.092753	0.21210	0.00011437	1.5762	33

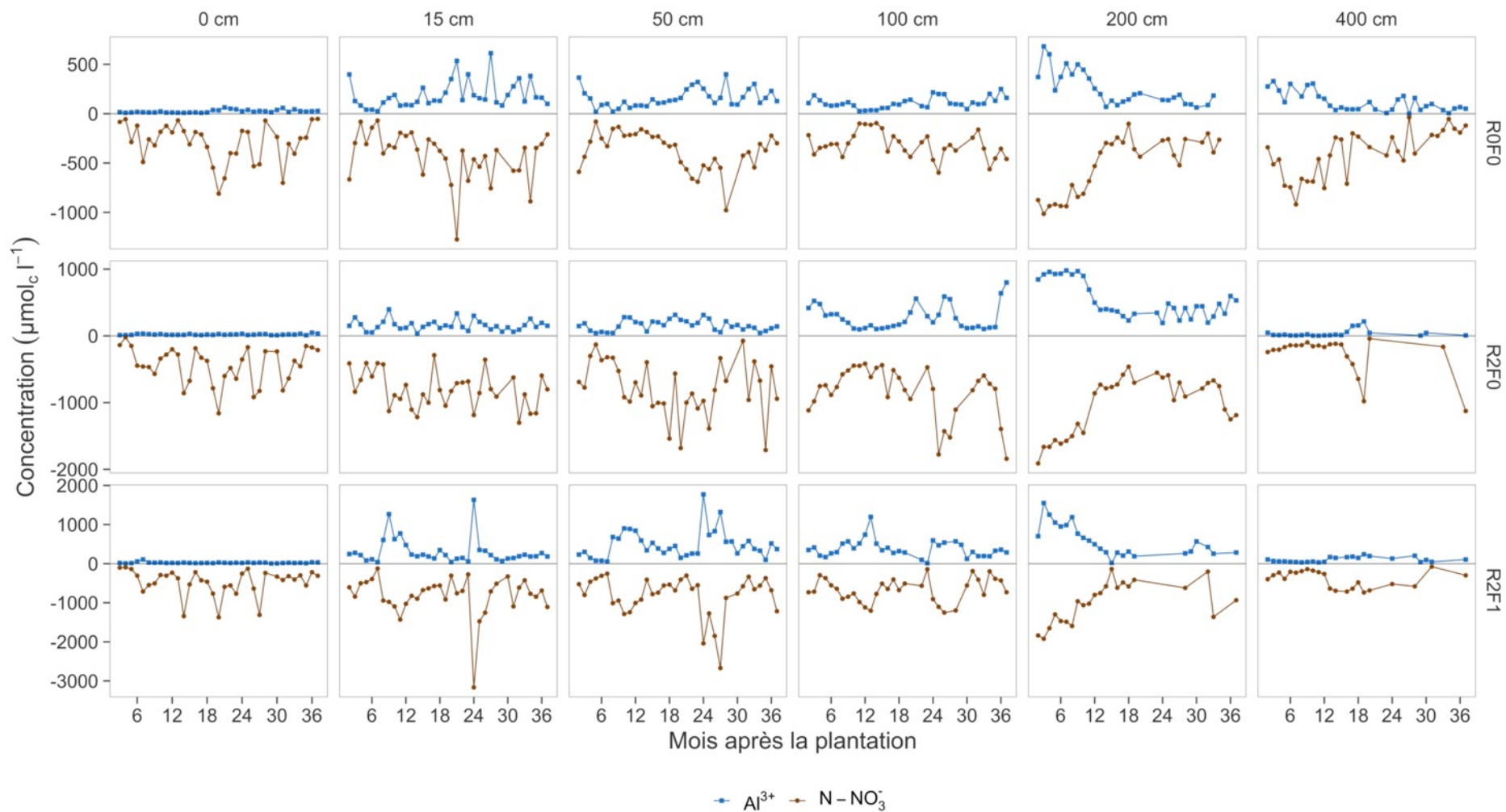
Annexe 15 : Humidités (%) modélisées avec le modèle HYDRUS-1D, en rouge, et mesurées par des sondes TDR, en bleu, du 24 juillet 2019 au 31 mai 2021 à 15, 50, 100, 200 et 400 cm de profondeur aux positions P1 (ligne de plantation), P2 (1.3 m de la ligne de plantation) et P3 (milieu de l'interligne) dans le traitement R2F1 à la SAPH.



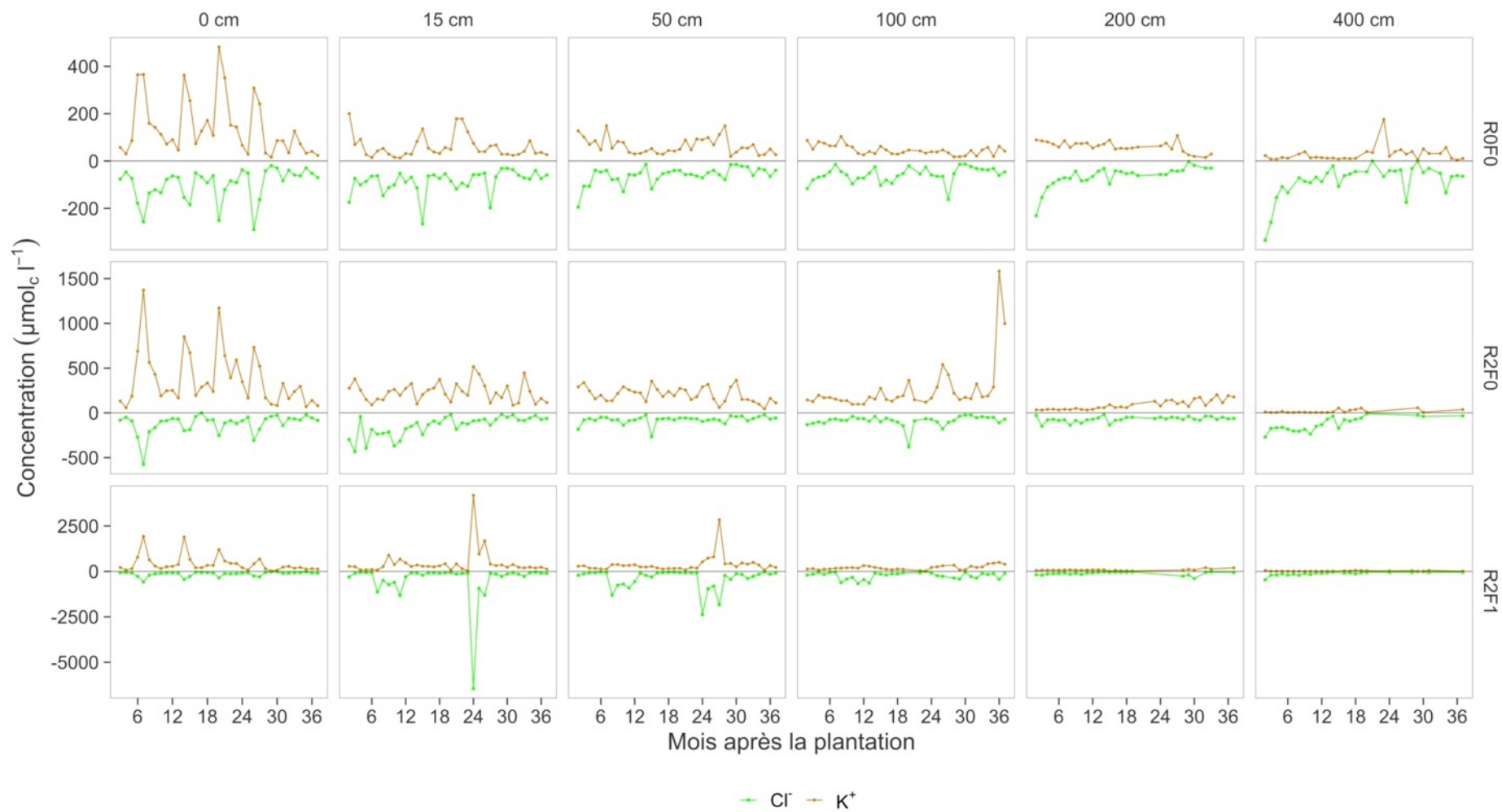
Annexe 16 : Carte d'impacts racinaires de 0 à 400 cm de profondeur à partir du pivot jusqu'à 50 cm de l'arbre en direction de l'interligne. Mesures réalisées sur 2 arbres du traitement R2F1 à la SAPH 36 mois après la plantation (circonférence moyenne à 1 m du sol : 29.2 cm) (n =2).



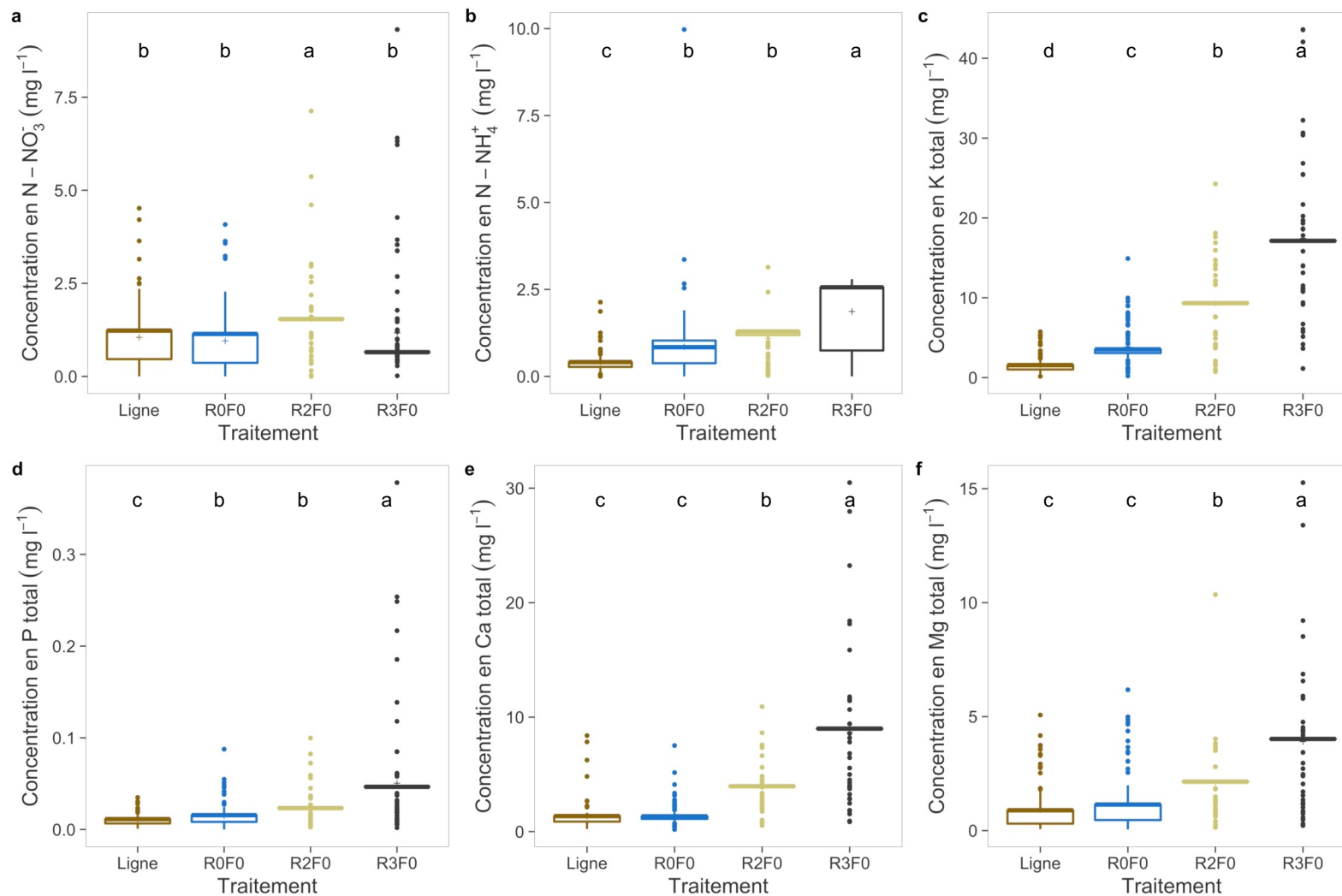
Annexe 17 : Évolution de la concentration en N-NO_3^- et Al^{3+} dans la solution du sol à 0, 15, 50, 100, 200 et 400 cm de profondeur d'août 2018 (2 mois après la plantation) à mai 2022 (36 mois après la plantation) dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1 à la SAPH (n = 3 à 0, 15, 50 et 100 cm et n = 1 à 200 et 400 cm).



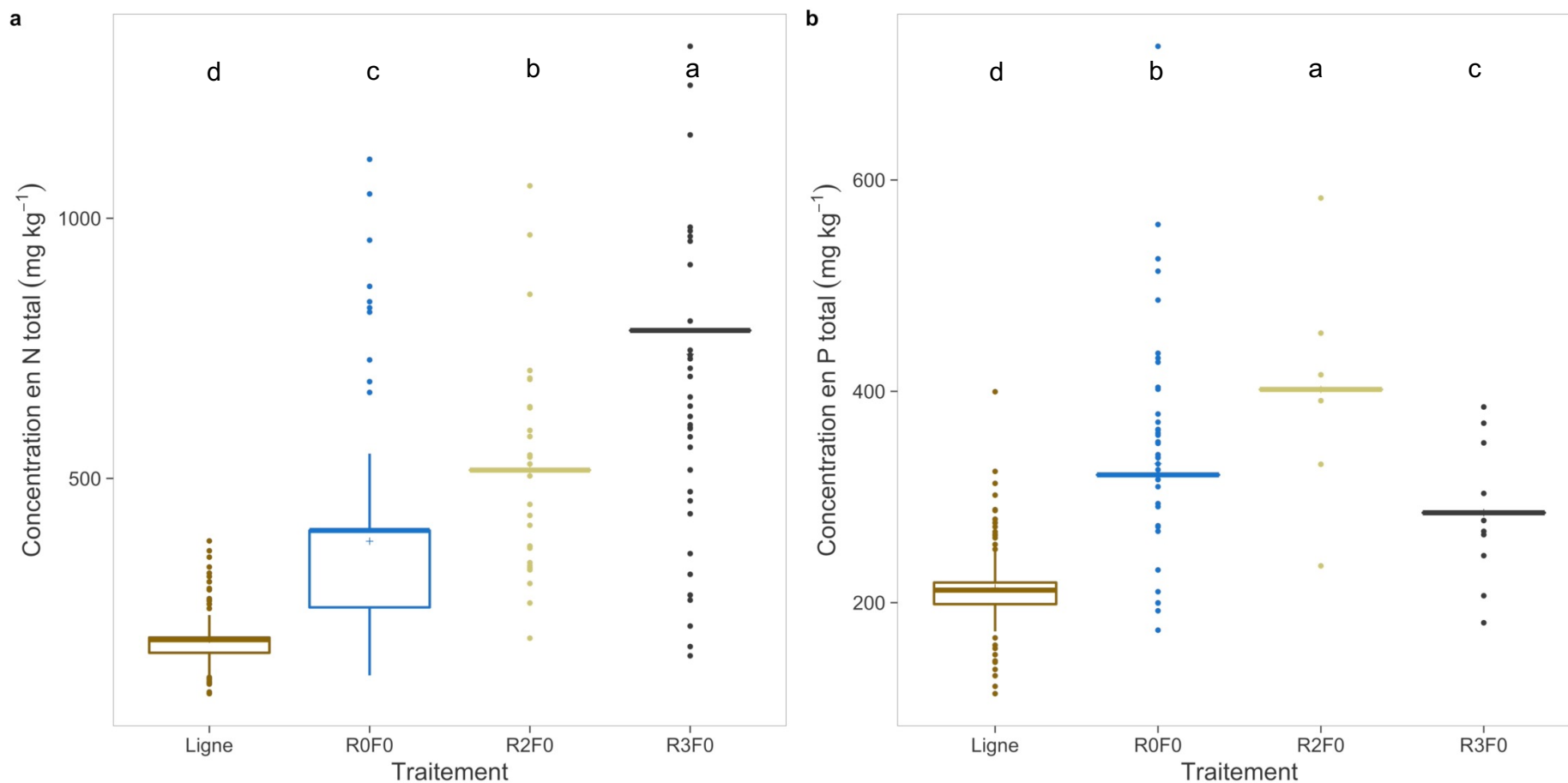
Annexe 18 : Évolution de la concentration en Cl^- et K^+ dans la solution du sol à 0, 15, 50, 100, 200 et 400 cm de profondeur d'août 2018 (2 mois après la plantation) à mai 2022 (36 mois après la plantation) dans les traitements R0F0, R2F0 et R2F1 à la SAPH ($n = 3$ à 0, 15, 50 et 100 cm et $n = 1$ à 200 et 400 cm).



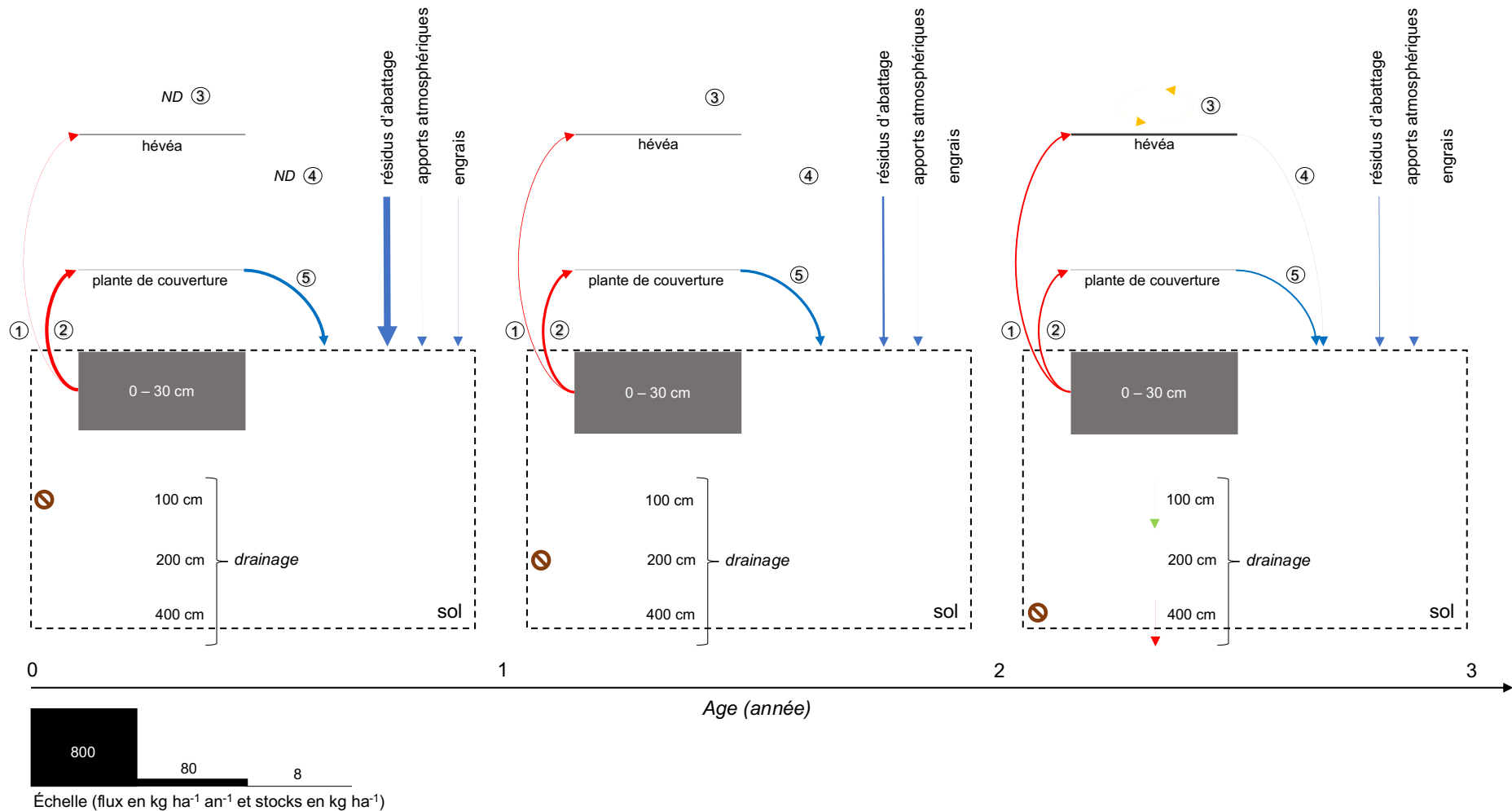
Annexe 19 : Concentration (mg l^{-1}) en NHO_3^- (a), NH_4^+ (b), K total (c), P total (d), Ca total (e) et Mg total (f) dans l'eau de ruissellement des traitements Ligne, R0F0, R2F0 et R3F0 sur l'ensemble de la période de suivi à la SOGB. Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements par période, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$.



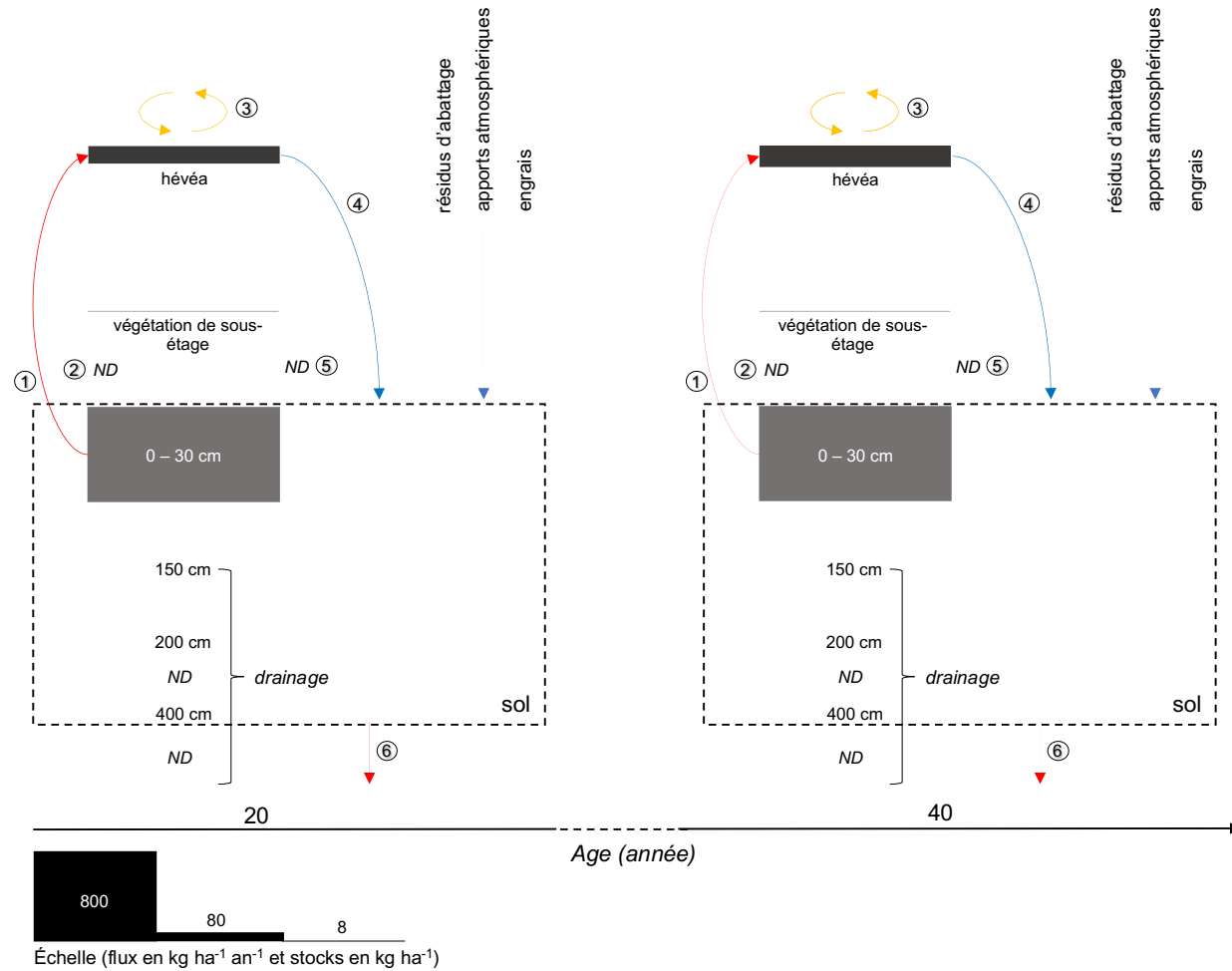
Annexe 20 : Concentration (mg kg^{-1}) en N total (a) et P total (b) dans le sol détaché des traitements Ligne, R0F0, R2F0 et R3F0 sur l'ensemble de la période de suivi à la SOGB. Les lettres indiquent des différences significatives entre les traitements par période, après un test post-hoc de Tukey avec $P < 0.05$. Les concentrations en K, Ca et Mg ne sont pas présentées ici car ces éléments n'ont pas été évalués dans le sol détaché.



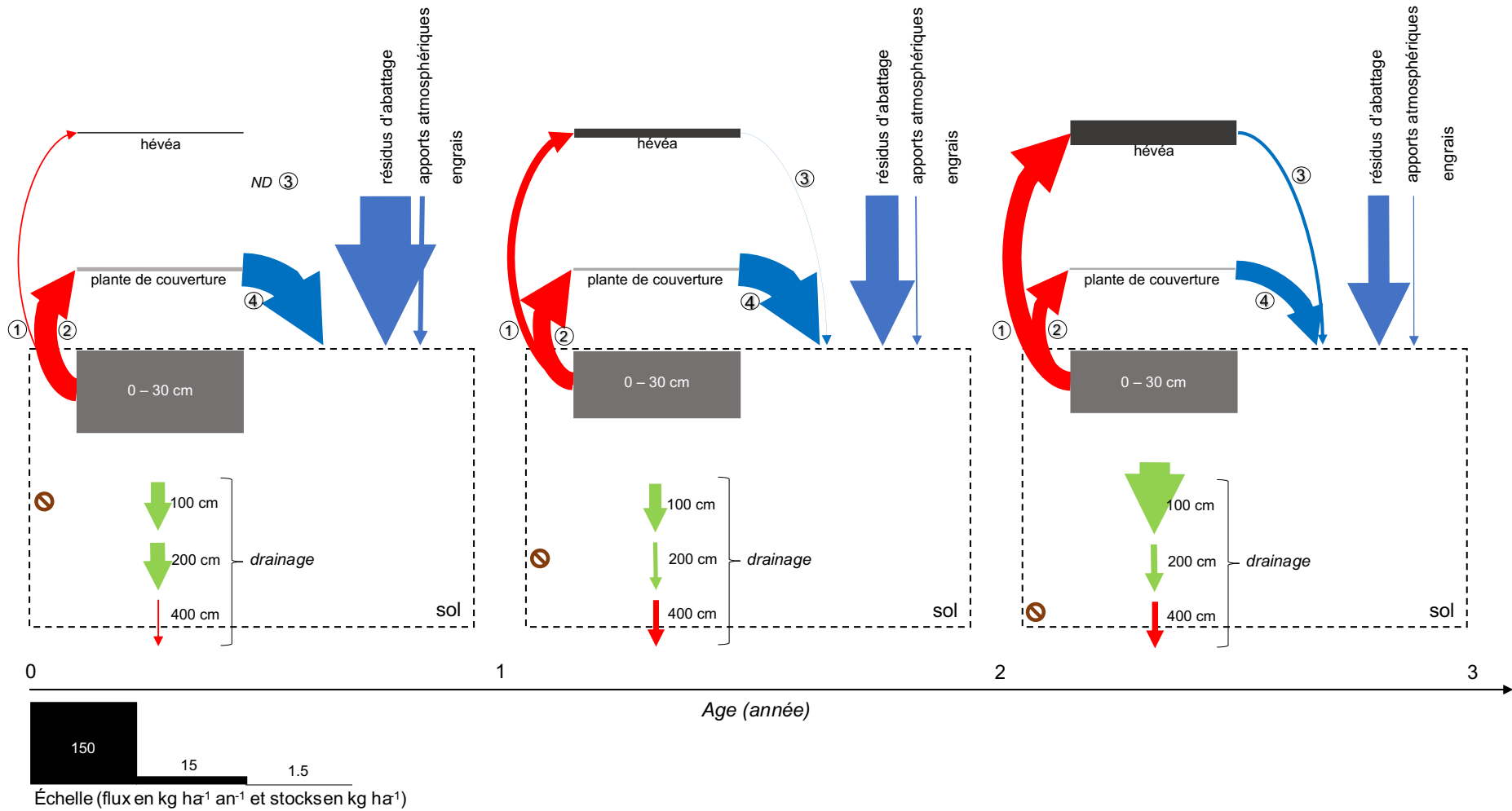
Annexe 21 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de P total dans le traitement R2F0 à la SAPH aux périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois. 1 : prélèvement par les hévéas ; 2 : prélèvement par la plante de couverture ; 3 : résorption foliaire (flux négligeable à 12-24 mois) ; 4 : chute de litière des hévéas (flux négligeable à 12-24 mois) ; 5 : chute de litière de la plante de couverture. Les flux de drainage sont négligeables sur les 3 périodes, excepté à 24-36 mois aux profondeurs 100 et 400 cm. Flèche rouge : flux sortant à l'échelle du sol ; flèche bleue : flux entrant à l'échelle du sol ; flèche verte : flux biologique interne au sol ; flèche orange : flux interne à l'arbre. La largeur des flèches et des rectangles est proportionnelle à la valeur des flux et stocks. Flux négligeable : $< 0.1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. ND : non déterminé. \otimes : limite de prospection racinaire estimée.



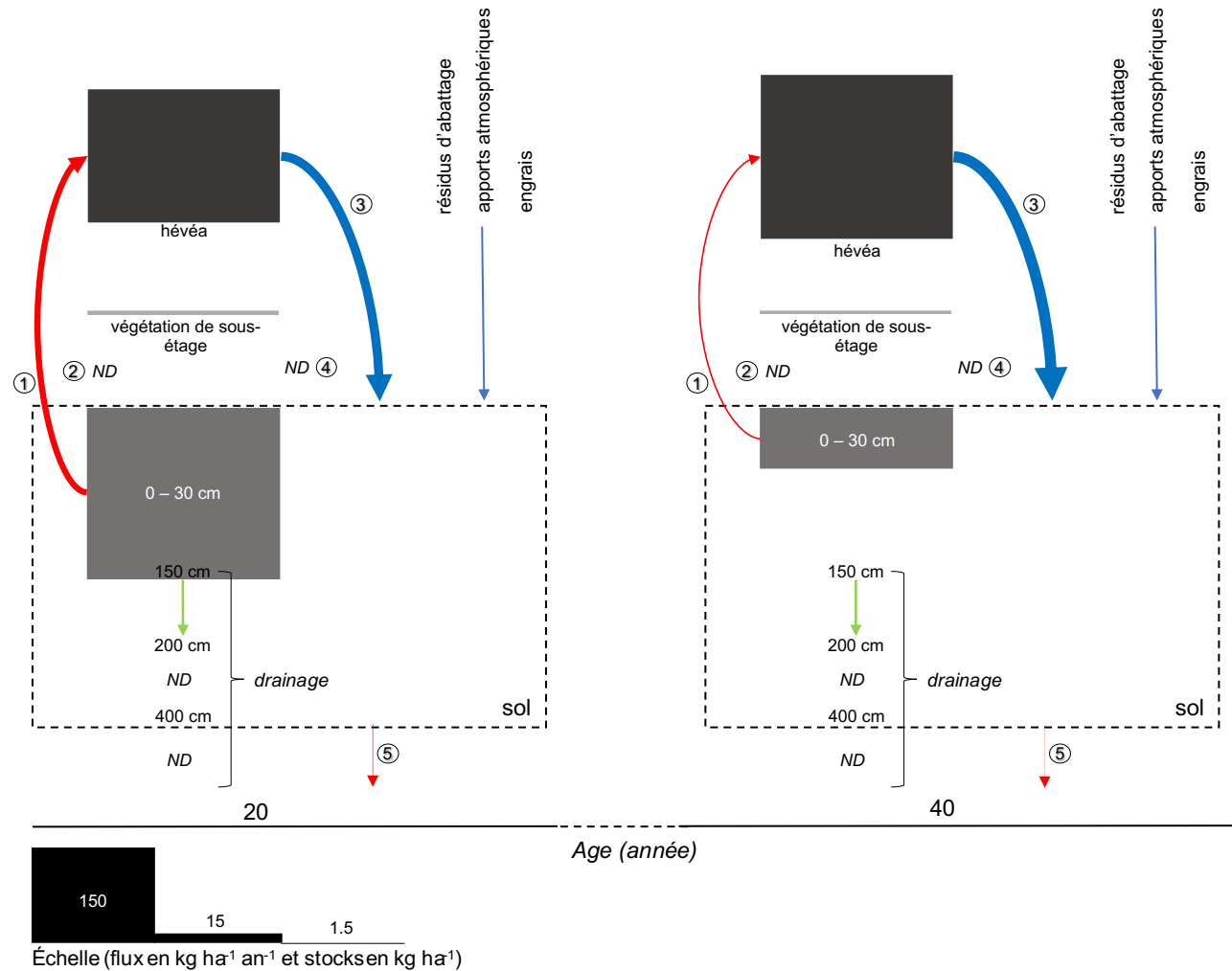
Annexe 22 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de P dans un peuplement de 20 et 40 ans. 1 : prélèvement par les hévéas (cf. article 1) ; 2 : prélèvement par la végétation de sous-étage ; 3 : résorption foliaire (Li et al., 2016 pour les taux de résorptions couplé à l'article 1 pour la minéralomasse dans le feuillage) ; 4 : chute de litière des hévéas (N'Dri et al., 2018; Zhu et al., 2022) ; 5 : chute de litière de la plante de couverture ; 6 : export via le latex (Chotiphan et al. (2019) pour les concentrations en P dans le latex couplé la base de données IFC-rubberclones, non publiée, pour les rendements en latex). Flèche rouge : flux sortant à l'échelle du sol ; flèche bleue : flux entrant à l'échelle du sol ; flèche verte : flux biologique interne au sol ; flèche orange : flux interne à l'arbre. La largeur des flèches et des rectangles est proportionnelle à la valeur des flux et stocks. Stock dans le sol (P total) et les hévéas : cf. article 1 ; Flux de drainage à 150 cm : Kurniawan et al. (2018). ND : non déterminé.



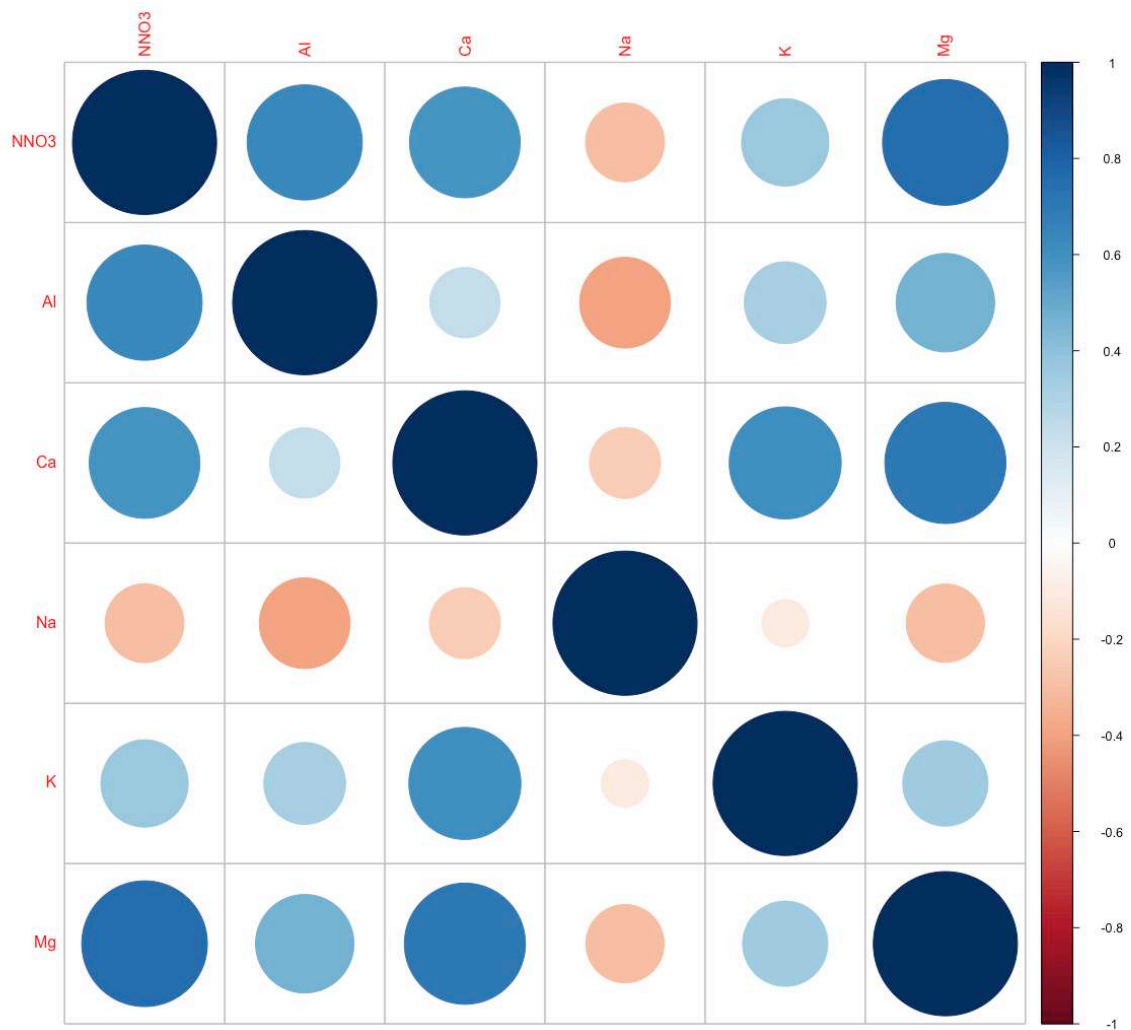
Annexe 23 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de Mg dans le traitement R2F0 à la SAPH aux périodes 0-12, 12-24 et 24-36 mois. 1 : prélèvement par les hévéas ; 2 : prélèvement par la plante de couverture ; 3 : chute de litière des hévéas ; 4 : chute de litière de la plante de couverture. Flèche rouge : flux sortant à l'échelle du sol ; flèche bleue : flux entrant à l'échelle du sol ; flèche verte : flux biologique interne au sol ; flèche orange : flux interne à l'arbre. La largeur des flèches et des rectangles est proportionnelle à la valeur des flux et stocks. Stock dans le sol : Mg échangeable. ∅ : limite de prospection racinaire estimée. ND : non déterminé.



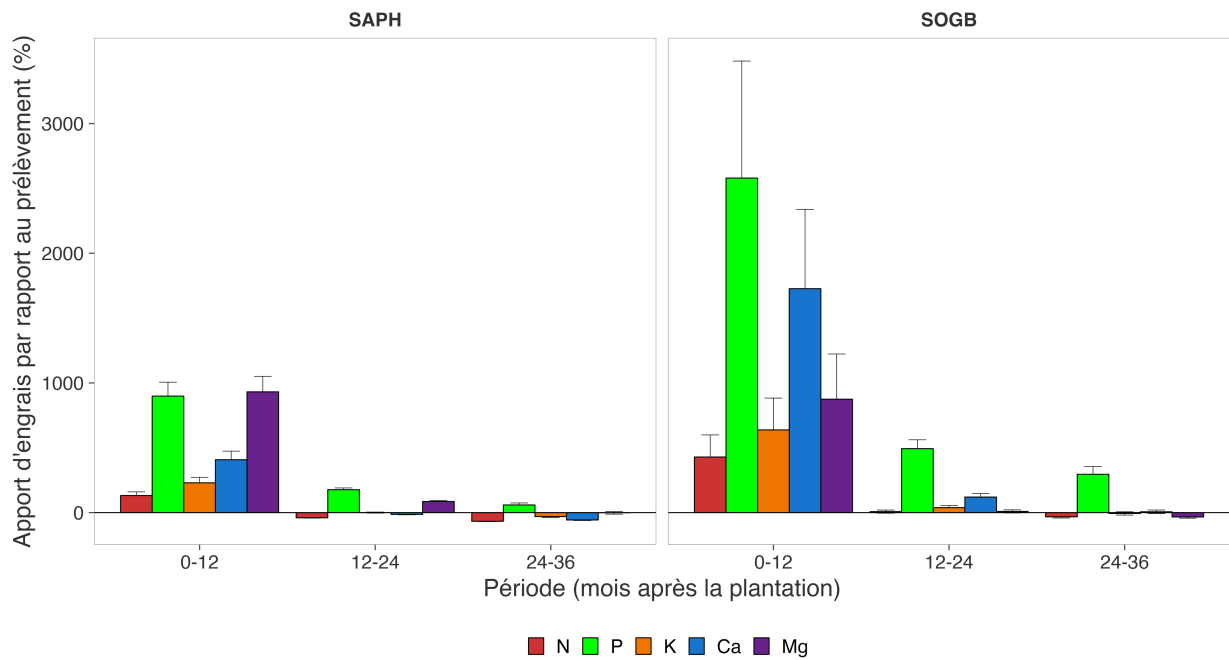
Annexe 24 : Ensemble des flux (flèches) et stocks (rectangle) de Mg dans un peuplement de 20 et 40 ans. 1 : prélèvement par les hévéas (cf. article 1) ; 2 : prélèvement par la végétation de sous-étage ; 3 : chute de litière des hévéas (N'Dri et al., 2018; Zhu et al., 2022) ; 4 : chute de litière de la plante de couverture ; 5 : export via le latex (calculé via Chotiphan et al. (2019) pour les concentrations en Mg dans le latex couplé la base de données IFC-rubberclones, non publiée, pour les rendements en latex). Flèche rouge : flux sortant à l'échelle du sol ; flèche bleue : flux entrant à l'échelle du sol ; flèche verte : flux biologique interne au sol ; flèche orange : flux interne à l'arbre. La largeur des flèches et des rectangles est proportionnelle à la valeur des flux et stocks. Stock dans le sol (Mg échangeable) et les hévéas : cf. article 1 ; Flux de drainage à 150 cm : Kurniawan et al. (2018). ND : non déterminé.



Annexe 25 : Matrice de corrélation de Pearson entre les concentrations en N-NO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et K^+ dans la solution du sol à 400 cm de profondeur, tous traitements confondus, sur l'ensemble de la période de suivi.



Annexe 26 : Doses d'engrais (N, P, K) ou de dolomie (Ca, Mg) par rapport aux prélèvements de l'hévéa (%) à 0-12, 12-24 et 24-36 mois après la plantation à la SAPH et à la SOGB. Grille de lecture en cas de chiffre positif : la dose d'engrais de l'élément *i* est X % plus élevé que le prélèvement de *i* par l'hévéa. En cas de chiffre négatif : la dose d'engrais de l'élément *i* est X % plus faible que le prélèvement de *i* par l'hévéa.



Annexe 27 : Résumé en anglais de l'article 1 publié en 2021 dans la revue *Industrial Crops and Products*. « Dynamics of biomass and nutrient accumulation in rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations established on two soil types: implications for nutrient management over the immature phase”.

Rubber trees are the main source of natural rubber (NR). The area occupied by rubber plantations rose from 3.9 million ha in 1961 to 12.5 million ha in 2018. Both the expansion of rubber plantations in marginal zones (prone to biotic and abiotic stress), and long-term rubber tree cultivation in traditional areas, raise questions about the sustainability of NR production in a context of climate change. Our study set out to gain insights into the biogeochemical cycles in rubber plantations, for a better matching of fertilizer inputs to the dynamics of nutrient demand throughout rubber tree growth. Nutrient accumulation in tree biomass is a major component of the biological cycle in tree plantations. We studied the dynamics of biomass and nutrient accumulation in two chronosequences covering the whole lifespan of a plantation in Ivory Coast managed on a sandy soil at the SAPH site, and one on a clayey soil at the SOGB site. In total, 56 trees were destructively sampled in 2-, 5-, 20- and roughly 40-year-old stands. While the use of allometric relationships is common for estimating nutrient stocks in planted forests, this study was the first to provide allometric equations predicting nutrient stocks in rubber tree components. Allometric models were applied to the inventory of 4 commercial stands, for each age at each site, to estimate stand biomass and nutrient stocks. The current annual increments of nutrient stocks in tree biomass peaked between 2 and 5 years after planting. They reached 80 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for N, 14 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for P and 34 kg ha⁻¹ yr⁻¹ for K at SAPH (53, 7, and 39 kg ha⁻¹ yr⁻¹ respectively at SOGB), which highlighted the importance of an appropriate fertilization schedule for young rubber trees. At the clear-cut age (38-40 years), the amounts of nutrients accumulated in tree biomass were 970 kg N ha⁻¹, 188 kg P ha⁻¹, 366 kg K ha⁻¹, 941 kg Ca ha⁻¹ and 255 kg Mg ha⁻¹ on the sandy soil at SAPH (907, 118, 629, 1499, and 375 kg ha⁻¹ respectively on the clayey soil at SOGB). Contrasting soil properties and management practices at the two sites had a much greater effect on the amounts of P, K, Ca and Mg accumulated in the trees than on N accumulation. Logging practices in rubber plantations can lead to considerable nutrient exports on poor tropical soils. Harvest residues should be distributed uniformly in the plots so that the roots of young trees can quickly gain access to the nutrients released during decomposition.

Keywords: Rubber tree, Nutrient accumulation, Biomass, Fertilization, Logging residues, Allometric equations.

Annexe 28 : Résumé en anglais de l'article 2 publié en 2022 dans la revue *Science of the Total Environment*. « Logging residues promote rapid restoration of soil health after clear-cutting of rubber plantations at two sites with contrasting soils in Africa ».

Soil health is defined as the soil's capacity to deliver ecosystem functions within environmental constraints. On tree plantations, clear-cutting and land preparation between two crop cycles cause severe physical disturbance to the soil and seriously deplete soil organic carbon and biodiversity. Rubber, one of the main tropical perennial crops worldwide, has a plantation life cycle of 25 to 40 years, with successive replanting cycles on the same plot. The aim of this study was to assess the effects of clear-cutting disturbance on three soil functions (carbon transformation, nutrient cycling and structure maintenance) and their restoration after the planting of the new rubber crop, in two contrasting soil situations (Arenosol and Ferralsol) in Côte d'Ivoire. In this 18-month diachronic study, we intensively measured soil functions under different scenarios as regards the management of logging residues and the use or not of a legume cover crop. We investigated the relationship between soil macrofauna diversity and soil health. At both sites, clear-cutting and land preparation disturbed carbon transformation and nutrient cycling significantly and, to a lesser extent, structure maintenance function. When logging residues were applied, carbon transformation and structure maintenance functions were fully restored within 12 to 18 months after disturbance. By contrast, no restoration of nutrient cycling was observed over the study period. A legume cover crop mainly improved the restoration of carbon transformation. We found a strong relationship ($P \leq 0.001$; $R^2 = 0.62-0.66$) between soil macrofauna diversity and soil health. Our overall results were very similar at the two sites, despite their contrasting soil conditions. Keeping logging residues in the plots and sowing a legume in the inter-row at replanting accelerated the restoration of soil functions after major disturbance caused by clear-cutting and land preparation. Our results confirm the necessity of taking soil macrofauna diversity into account in the management of tropical perennial crops.

Keywords: rubber tree, soil health, soil biodiversity, logging residue, disturbance, restoration, legume.

7. Références bibliographiques

- Abraham, J., Joseph, K., Joseph, P., 2015. Effect of integrated nutrient management on soil quality and growth of hevea brasiliensis during the immature phase. *Rubber Science* 28, 159–167.
- Abraham, J., Joseph, P., 2016. A new weed management approach to improve soil health in a tropical plantation crop, rubber (hevea brasiliensis). *Experimental Agriculture* 52, 36–50. doi:10.1017/S0014479714000544
- Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L., 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348, 124–141. doi:10.1016/j.foreco.2015.03.042
- Agamuthu, P., Broughton, W.J., 1985. Nutrient cycling within the developing oil palm-legume ecosystem. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 13, 111–123. doi:10.1016/0167-8809(85)90054-4
- Akhurst, C.G., 1939. Further notes on burning, covers and manuring. *Journal of Rubber Research Institute of Malaya* 9.
- Alle, J.Y., Dick, E.A., Soumahin, E.F., Gabla, O., Keli, J.Z., Obouayeba, S., 2014. Effect of mineral fertilization on the physicochemical properties of soils in the region of Go and the vegetative behaviour of immature trees of clone PB 235 of Hevea brasiliensis in South- Western Côte d’Ivoire. *International Journal of Agronomy and Agricultural Research* 5, 124–133.
- Alle, J.Y., Dick, E.A., Soumahin, E.F., Gabla, R.O., Keli, J.Z., Obouayeba, S., 2015. Effect of mineral fertilization on agrophysiological parameters and economic viability of clone PB 235 of Hevea brasiliensis in the region of GO in south western Cote d’Ivoire. [WWW Document]. *Journal of Animal and Plant Sciences (JAPS)*. URL <http://www.m.elewa.org/JAPS/2015/24.2/3.pdf>
- Ampoorter, E., Van Nevel, L., De Vos, B., Hermy, M., Verheyen, K., 2010. Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction. *Forest Ecology and Management* 260, 1664–1676. doi:10.1016/j.foreco.2010.08.002
- Anderson, J.M., Ingram, J.S.I., International Union of Biological Sciences, International Society of Soil Science (Eds.), 1993. *Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods*, 2. ed. ed. CAB International, Wallingford.
- Augusto, L., Crampon, N., Saur, E., Bakker, M.R., Pellerin, S., de Lavaissière, C., Trichet, P., 2005. High rates of nitrogen fixation of Ulex species in the understory of maritime pine stands and the potential effect of phosphorus fertilization 35, 10.
- Bach, E.M., Baer, S.G., Meyer, C.K., Six, J., 2010. Soil texture affects soil microbial and structural recovery during grassland restoration. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 2182–2191. doi:10.1016/j.soilbio.2010.08.014
- Bagarello, V., Di Prima, S., Iovino, M., Provenzano, G., 2014. Estimating field-saturated soil hydraulic conductivity by a simplified Beerkan infiltration experiment: SIMPLIFIED DETERMINATION OF SOIL

HYDRAULIC CONDUCTIVITY. *Hydrological Processes* 28, 1095–1103. doi:10.1002/hyp.9649

Balloy, G., Bideau, T., Claudet, J., Dassonville, F., Devezac, H., Hérault, S., Homer, S., 2012. La qualité de l'eau du robinet en France. Ministère des Affaires Sociales, de la Santé et du Droit des Femmes.

Bardgett, R.D., van der Putten, W.H., 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515, 505–511. doi:10.1038/nature13855

Barrios, E., Valencia, V., Jonsson, M., Brauman, A., Hairiah, K., Mortimer, P.E., Okubo, S., 2018. Contribution of trees to the conservation of biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 14, 1–16. doi:10.1080/21513732.2017.1399167

Baskerville, G.L., 1972. Use of Logarithmic Regression in the Estimation of Plant Biomass. *Canadian Journal of Forestry* 2, 5.

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R., Singmann, H., Dai, B., Scheipl, F., Grothendieck, G., Green, P., Fox, J., Bauer, A., Krivitsky, P., 2020. Package “lme4.”

Bengtsson, J., Persson, T., Lundkvist, H., 1997. Long-Term Effects of Logging Residue Addition and Removal on Macroarthropods and Enchytraeids. *The Journal of Applied Ecology* 34, 1014. doi:10.2307/2405290

Bergholm, J., Olsson, B.A., Vegerfors, B., Persson, T., 2015. Nitrogen fluxes after clear-cutting. Ground vegetation uptake and stump/root immobilisation reduce N leaching after experimental liming, acidification and N fertilisation. *Forest Ecology and Management* 342, 64–75. doi:10.1016/j.foreco.2015.01.009

Blagodatsky, S., Xu, J., Cadisch, G., 2016. Carbon balance of rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations: A review of uncertainties at plot, landscape and production level. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 221, 8–19. doi:10.1016/j.agee.2016.01.025

Blasi, S., Menta, C., Balducci, L., Conti, F.D., Petrini, E., Piovesan, G., 2013. Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 1637–1655. doi:10.1007/s10661-012-2657-2

Bolan, N.S., Adriano, D.C., Curtin, D., 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 215–272. doi:10.1016/S0065-2113(02)78006-1

Bottinelli, N., Capowiez, Y., Ranger, J., 2014. Slow recovery of earthworm populations after heavy traffic in two forest soils in northern France. *Applied Soil Ecology* 73, 130–133. doi:10.1016/j.apsoil.2013.08.017

Bottinelli, N., Jouquet, P., Capowiez, Y., Podwojewski, P., Grimaldi, M., Peng, X., 2015. Why is the influence of soil macrofauna on soil structure only considered by soil ecologists? *Soil and Tillage Research* 146, 118–124. doi:10.1016/j.still.2014.01.007

Brahma, B., Nath, A.J., Sileshi, G.W., Das, A.K., 2018. Estimating biomass stocks and potential loss of biomass carbon through clear-felling of rubber plantations. *Biomass and Bioenergy* 115, 88–96. doi:10.1016/j.biombioe.2018.04.019

Broughton, 1977. Effect of various covers on soil fertility under *Hevea Brasiliensis* and in growth of the

tree. *Agro-Ecosystems* 3, 147–170.

Cadisch, G., Sylvester-Bradley, R., Nösberger, J., 1989. 15N-Based estimation of nitrogen fixation by eight tropical forage-legumes at two levels of P:K supply. *Field Crops Research* 22, 181–194. doi:10.1016/0378-4290(89)90091-9

Cardinael, R., Mao, Z., Prieto, I., Stokes, A., Dupraz, C., Kim, J.H., Jourdan, C., 2015. Competition with winter crops induces deeper rooting of walnut trees in a Mediterranean alley cropping agroforestry system. *Plant and Soil* 391, 219–235. doi:10.1007/s11104-015-2422-8

Chaer, G., Fernandes, M., Myrold, D., Bottomley, P., 2009. Comparative Resistance and Resilience of Soil Microbial Communities and Enzyme Activities in Adjacent Native Forest and Agricultural Soils. *Microbial Ecology* 58, 414–424. doi:10.1007/s00248-009-9508-x

Chaudhuri, D., Vinod, K., Potty, S.N., Sethuraj, M.R., Pothen, J., Reddy, Y.A.N., 1995. Estimation of biomass in hevea clones by regression method: relation between girth and biomass. *Indian Journal of Natural Rubber Research* 8, 113–116.

Chen, B., Cao, J., Wang, J., Wu, Z., Xie, G., 2011. Development and Implementation of Site-Specific Fertilizer Recommendation Model Based on Nutrient Balance for Rubber Plantation [WWW Document]. *Agronomy Journal*.

Cheng, C., Wang, R., Jiang, J., 2007. Variation of soil fertility and carbon sequestration by planting *Hevea brasiliensis* in Hainan Island, China. *Journal of Environmental Sciences* 19, 348–352.

Chotiphan, R., Vaysse, L., Lacote, R., Gohet, E., Thaler, P., Sajjaphan, K., Bottier, C., Char, C., Liengprayoon, S., Gay, F., 2019. Can fertilization be a driver of rubber plantation intensification? *Industrial Crops and Products* 141, 111813. doi:10.1016/j.indcrop.2019.111813

Clermont-Dauphin, C., Cabidoche, Y.-M., Meynard, J.-M., 2005. Diagnosis on the sustainability of an upland cropping system of southern Haiti. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105, 221–234. doi:10.1016/j.agee.2004.03.008

Clermont-Dauphin, C., Dissataporn, C., Suvannang, N., Pongwichian, P., Maeght, J., Hammecker, C., Jourdan, C., 2018. Intercrops improve the drought resistance of young rubber trees. *Agronomy for Sustainable Development* 38, 56. doi:10.1007/s13593-018-0537-z

Clermont-Dauphin, C., Suvannang, N., Hammecker, C., Cheylan, V., Pongwichian, P., Do, F.C., 2013. Unexpected absence of control of rubber tree growth by soil water shortage in dry subhumid climate. *Agronomy for Sustainable Development* 33, 531–538. doi:10.1007/s13593-012-0129-2

Clermont-Dauphin, C., Suvannang, N., Pongwichian, P., Cheylan, V., Hammecker, C., Harmand, J.-M., 2016. Dinitrogen fixation by the legume cover crop *Pueraria phaseoloides* and transfer of fixed N to *Hevea brasiliensis*—Impact on tree growth and vulnerability to drought. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 217, 79–88. doi:10.1016/j.agee.2015.11.002

Clesse, M., Legout, A., Ranger, J., Zeller, B., van der Heijden, G., 2022. Soil chemical fertility change over four decades in the Morvan Mountains and influence of tree species (Burgundy, France). *Forest Ecosystems* 9, 100043. doi:10.1016/j.fecs.2022.100043

- Compagnon, P., 1986a. Fertilisation, in: *Le Caoutchouc Naturel : Biologie, Culture, Production*. G.P. Maisonneuve et Larose, p. 595.
- Compagnon, P., 1986b. L'hévéa et son milieu, in: *Le Caoutchouc Naturel : Biologie, Culture, Production*. G.P. Maisonneuve et Larose, p. 595.
- Compagnon, P., 1973. Progression de l'usage des fertilisants et plus particulièrement de la fumure potassique en rapport avec la productivité de l'hévéa. Presented at the Potassium in tropical crops and soils, International Potash Institute, pp. 475–481.
- Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19, 292–305. doi:10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009
- D'Auzac, J., Jacob, J.-L., Chrestin, H., 1989. *Physiology of rubber tree latex*. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Davidson, D.A., Grieve, I.C., 2006. Relationships between biodiversity and soil structure and function: Evidence from laboratory and field experiments. *Applied Soil Ecology* 33, 176–185. doi:10.1016/j.apsoil.2005.11.002
- de Blécourt, M., Brumme, R., Xu, J., Corre, M.D., Veldkamp, E., 2013. Soil Carbon Stocks Decrease following Conversion of Secondary Forests to Rubber (*Hevea brasiliensis*) Plantations. *PLoS ONE* 8, e69357. doi:10.1371/journal.pone.0069357
- de Mendiburu, P., 2020. Package “agricolae.”
- Dea, G.B., Assiri, A.A., Gabla, O.R., Boa, D., 2001. Influence of soil preparation method on root and vegetative growth of rubber tree (*Hevea brasiliensis*) in the southwest Côte d'Ivoire. *Soil and Tillage Research* 59, 3–11. doi:10.1016/S0167-1987(00)00174-4
- Del Grosso, S.J., Parton, W.J., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Kulmala, A.E., Phongpan, S., 2000. General model for N₂O and N₂ gas emissions from soils due to denitrification. *Global Biogeochemical Cycles* 14, 1045–1060. doi:10.1029/1999GB001225
- Delgado-Baquerizo, M., Reich, P.B., Trivedi, C., Eldridge, D.J., Abades, S., Alfaro, F.D., Bastida, F., Berhe, A.A., Cutler, N.A., Gallardo, A., García-Velázquez, L., Hart, S.C., Hayes, P.E., He, J.-Z., Hseu, Z.-Y., Hu, H.-W., Kirchmair, M., Neuhauser, S., Pérez, C.A., Reed, S.C., Santos, F., Sullivan, B.W., Trivedi, P., Wang, J.-T., Weber-Grullon, L., Williams, M.A., Singh, B.K., 2020. Multiple elements of soil biodiversity drive ecosystem functions across biomes. *Nature Ecology & Evolution* 4, 210–220. doi:10.1038/s41559-019-1084-y
- Epron, D., Mouanda, C., Mareschal, L., Koutika, L.-S., 2015. Impacts of organic residue management on the soil C dynamics in a tropical eucalypt plantation on a nutrient-poor sandy soil after three rotations. *Soil Biology and Biochemistry* 85, 183–189. doi:10.1016/j.soilbio.2015.03.010
- Fageria, N.K., Moreira, A., 2011. The Role of Mineral Nutrition on Root Growth of Crop Plants, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 251–331. doi:10.1016/B978-0-12-385531-2.00004-9
- FAO, 2021. FAOSTAT [WWW Document]. URL <http://www.fao.org/faostat/en/#home> (accessed 1.19.21).
- Fernández-Moya, J., Murillo, R., Portuguez, E., Fallas, J., Ríos, V., Kottman, F., Verjans, J., Mata, R., Alvarado, A., 2015. Nutrient accumulation and export in teak (*Tectona grandis* L.f.) plantations of Central

- America. *IForest - Biogeosciences and Forestry* 8, 33–44. doi:10.3832/ifor1089-007
- Ferreira, G.W.D., Soares, E.M.B., Oliveira, F.C.C., Silva, I.R., Dungait, J.A.J., Souza, I.F., Vergütz, L., 2016. Nutrient release from decomposing Eucalyptus harvest residues following simulated management practices in multiple sites in Brazil. *Forest Ecology and Management* 370, 1–11. doi:10.1016/j.foreco.2016.03.047
- Frey, B., Kremer, J., Rüdter, A., Sciacca, S., Matthies, D., Lüscher, P., 2009. Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. *European Journal of Soil Biology* 45, 312–320. doi:10.1016/j.ejsobi.2009.05.006
- Fujii, K., Funakawa, S., Hayakawa, C., Kosaki, T., 2021. Effects of clearcutting and girdling on soil respiration and fluxes of dissolved organic carbon and nitrogen in a Japanese cedar plantation. *Forest Ecology and Management* 498, 119520. doi:10.1016/j.foreco.2021.119520
- Fujita, K., Matsumoto, K., Ofosu-Budu, G.K., Ogata, S., 1993. Effect of shading on growth and dinitrogen fixation of kudzu and tropical pasture legumes. *Soil Science and Plant Nutrition* 39, 43–54. doi:10.1080/00380768.1993.10416973
- Fyllas, N.M., Schwarz, M., Horna, V., Mercado, L.M., Santos, A., Arroyo, L., Jimenez, E.M., Luizao, F.J., Neill, D.A., Silva, N., Prieto, A., Rudas, A., Silviera, M., Vieira, I.C.G., Lopez-Gonzalez, G., Malhi, Y., Phillips, O.L., Lloyd, J., 2009. Basin-wide variations in foliar properties of Amazonian forest: phylogeny, soils and climate 32.
- Gao, J., Zhang, Y., Song, Q., Lin, Y., Zhou, R., Dong, Y., Zhou, L., Li, J., Jin, Y., Zhou, W., Liu, Y., Sha, L., Grace, J., Liang, N., 2019. Stand age-related effects on soil respiration in rubber plantations (*Hevea brasiliensis*) in southwest China. *European Journal of Soil Science* 70, 1221–1233. doi:10.1111/ejss.12854
- Gartzia-Bengoetxea, N., Martínez de Arano, I., Arias-González, A., 2021. Forest productivity and associated soil ecosystem services remain altered 15years after mechanized site preparation for reforestation with *Pinus radiata*. *Soil and Tillage Research* 213, 105150. doi:10.1016/j.still.2021.105150
- Germon, A., Jourdan, C., Bordron, B., Robin, A., Nouvellon, Y., Chapuis-Lardy, L., de Moraes Gonçalves, J.L., Pradier, C., Guerrini, I.A., Laclau, J.-P., 2019. Consequences of clear-cutting and drought on fine root dynamics down to 17 m in coppice-managed eucalypt plantations. *Forest Ecology and Management* 445, 48–59. doi:10.1016/j.foreco.2019.05.010
- Ghuman, B.S., Lal, R., Shearer, W., 1991. Land clearing and use in the humid Nigerian tropics: I. Soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal* 55, 178–183.
- Gil, J.L., Guenni, O., Espinoza, Y., 1997. Biological N₂-fixation by three tropical forage legumes and its transfer to *Bracharia humidicola* in mixed swards. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 999–1004.
- Gilot, C., Lavelle, P., Blanchart, E., Keli, J., Kouassi, P., Guillaume, G., 1995. Biological activity of soil under rubber plantations in Côte d’Ivoire. *Acta Zoologica Fennica* 196, 186–189.
- Glatzel, G., 1991. The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. *Fertilizer Research* 27, 1–8. doi:10.1007/BF01048603
- Gohet, E., 2013. Relationships between fertilization of mature Rubber Tree plantations and their yield

potential. Theory, state of the art and results.

Gohet, E., 1996. La production de latex par *Hevea Brasiliensis*. Relation avec la croissance. Influence de différents facteurs : origine clonale, stimulation hormonale, réserves hydrocarbonées. Université Montpellier II.

Gohet, E., Thaler, P., Rivano, F., Chapuset, T., Gay, F., Chantuma, P., Lacote, R., 2015. A tentative composite climatic index to predict and quantify the effect of climate on natural rubber yield potential. Presented at the Proceedings International Rubber Conference 2015: Productivity and quality towards a sustainable and profitable natural rubber sector, Ho Chi Minh, pp. 345–356.

Gonçalves, J., Wichert, M., Gava, J., Masetto, A., Junior, A.J.C., Serrano, M., Mello, S., 2007. Soil fertility and growth of *Eucalyptus grandis* in Brazil under different residue management practices. *Southern Hemisphere Forestry Journal* 69, 95–102. doi:10.2989/SHFJ.2007.69.2.4.289

Grau, O., Peñuelas, J., Ferry, B., Freycon, V., Blanc, L., Desprez, M., Baraloto, C., Chave, J., Descroix, L., Dourdain, A., Guitet, S., Janssens, I.A., Sardans, J., Hérault, B., 2017. Nutrient-cycling mechanisms other than the direct absorption from soil may control forest structure and dynamics in poor Amazonian soils. *Scientific Reports* 7. doi:10.1038/srep45017

Gréggio, T.C., Assis, L.C., Nahas, E., 2008. Decomposition of the rubber tree *Hevea brasiliensis* litter at two depths. *Chilean Journal of Agricultural Research* 68, 128–135.

Gregory, P.J., 1996. Soil Nutrient Bioavailability: A Mechanistic Approach (2nd edition). *The Journal of Agricultural Science* 126, 250–251. doi:10.1017/S0021859600073238

Griffiths, B.S., Philippot, L., 2012. Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. *FEMS Microbiol Rev* 18.

Guerrini, X., Freycon, V., De HALDAT du LYS, A., Nicolini, É., André, 2021. Dynamique contrastée de la compaction d'un ferralsol après une défriche mécanisée alternative en Guyane française. *BOIS & FORETS DES TROPIQUES* 348, 65–78. doi:10.19182/bft2021.348.a36751

Guillaume, T., Holtkamp, A.M., Damris, M., Brümmer, B., Kuzyakov, Y., 2016. Soil degradation in oil palm and rubber plantations under land resource scarcity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, 110–118. doi:10.1016/j.agee.2016.07.002

Guimarães, R.M.L., Ball, B.C., Tormena, C.A., 2011. Improvements in the visual evaluation of soil structure: Visual evaluation of soil structure. *Soil Use and Management* no-no. doi:10.1111/j.1475-2743.2011.00354.x

Gutiñas, M.E., 2012. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *European Journal of Soil Biology* 8.

Guyot, J., Flori, A., 2002. Comparative study for detecting *Rigidoporus lignosus* on rubber trees. *Crop Protection* 21, 461–466.

Hansson, K., Laclau, J.-P., Saint-André, L., Mareschal, L., van der Heijden, G., Nys, C., Nicolas, M., Ranger, J., Legout, A., 2020. Chemical fertility of forest ecosystems. Part 1: Common soil chemical analyses were poor predictors of stand productivity across a wide range of acidic forest soils. *Forest Ecology and*

- Management 461, 117843. doi:10.1016/j.foreco.2019.117843
- Hartmann, M., Niklaus, P.A., Zimmermann, S., Schmutz, S., Kremer, J., Abarenkov, K., Lüscher, P., Widmer, F., Frey, B., 2014. Resistance and resilience of the forest soil microbiome to logging-associated compaction. *The ISME Journal* 8, 226–244.
- Hasegawa, M., Ito, M.T., Yoshida, T., Seino, T., Chung, A.Y.C., Kitayama, K., 2014. The effects of reduced-impact logging practices on soil animal communities in the Deramakot Forest Reserve in Borneo. *Applied Soil Ecology* 83, 13–21. doi:10.1016/j.apsoil.2013.07.008
- Hemati, Z., Selvalakshmi, S., Xia, S., Yang, X., 2020. Identification of indicators: Monitoring the impacts of rubber plantations on soil quality in Xishuangbanna, Southwest China. *Ecological Indicators* 116, 106491. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106491
- Hernández, J., del Pino, A., Salvo, L., Arrarte, G., 2009. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. *Forest Ecology and Management* 258, 92–99. doi:10.1016/j.foreco.2009.03.050
- Hernandez-Ramirez, G., Ruser, R., Kim, D.-G., 2021. How does soil compaction alter nitrous oxide fluxes? A meta-analysis. *Soil and Tillage Research* 211, 105036. doi:10.1016/j.still.2021.105036
- Herrick, J.E., 2000. Soil quality: an indicator of sustainable land management? *Applied Soil Ecology* 15, 75–83.
- Herrick, J.E., Whitford, W.G., de Soyza, A.G., Van Zee, J.W., Havstad, K.M., Seybold, C.A., Walton, M., 2001. Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *Catena* 44, 27–35. doi:10.1016/S0341-8162(00)00173-9
- Horz, H.-P., Barbrook, A., Field, C.B., Bohannan, B.J.M., 2004. Ammonia-oxidizing bacteria respond to multifactorial global change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101, 15136–15141. doi:10.1073/pnas.0406616101
- Hu, Z., He, Z., Huang, Z., Fan, S., Yu, Z., Wang, M., Zhou, X., Fang, C., 2014. Effects of harvest residue management on soil carbon and nitrogen processes in a Chinese fir plantation. *Forest Ecology and Management* 326, 163–170. doi:10.1016/j.foreco.2014.04.023
- Huong, V.D., Nambiar, E.K.S., Hai, N.X., Ha, K.M., Dang, N.V., 2020. Sustainable Management of *Acacia auriculiformis* Plantations for Wood Production over Four Successive Rotations in South Vietnam. *Forests* 11, 550. doi:10.3390/f11050550
- Hytönen, J., Kaakkurivaara, N., Kaakkurivaara, T., Nurmi, J., 2018. Biomass equations for rubber tree (*Hevea brasiliensis*) components in southern Thailand. *JOURNAL OF TROPICAL FOREST SCIENCE* 30, 588–596. doi:10.26525/jtfs2018.30.4.588596
- Hytönen, J., Nurmi, J., Kaakkurivaara, N., Kaakkurivaara, T., 2019. Rubber Tree (*Hevea brasiliensis*) Biomass, Nutrient Content, and Heating Values in Southern Thailand. *Forests* 10, 638. doi:10.3390/f10080638
- Inagaki, M., Tange, T., 2014. Nutrient accumulation in aboveground biomass of planted tropical trees: a meta-analysis. *Soil Science and Plant Nutrition* 60, 598–608. doi:10.1080/00380768.2014.929025

- Ishizuka, S., Tsuruta, H., Murdiyarso, D., 2002. An intensive field study on CO₂, CH₄, and N₂O emissions from soils at four land-use types in Sumatra, Indonesia. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 22-1-22–11. doi:10.1029/2001GB001614
- Janeau, J.L., Bricquet, J.P., Planchon, O., Valentin, C., 2003. Soil crusting and infiltration on steep slopes in northern Thailand. *European Journal of Soil Science* 54, 543–554. doi:10.1046/j.1365-2389.2003.00494.x
- Janzen, H.H., Janzen, D.W., Gregorich, E.G., 2021. The ‘soil health’ metaphor: Illuminating or illusory? *Soil Biology and Biochemistry* 159, 108–167. doi:10.1016/j.soilbio.2021.108167
- Jessy, M.D., Nair, A.N.S., Bai, M.M., Rajendran, P., Punnoose, K.I., 2009. Self-sustainability of phosphorus cycle in rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations: annual recycling through litter and removal through latex. *Journal of Plantation Crops* 37, 177–184.
- Joseph, M., Syamala, V.K., Punnoose, K.I., 2009. Effect of liming on the availability of nutrients and growth of young rubber. *Natural Rubber Research* 22, 55–63.
- Jourdan, C., Silva, E.V., Gonçalves, J.L.M., Ranger, J., Moreira, R.M., Laclau, J.-P., 2008. Fine root production and turnover in Brazilian Eucalyptus plantations under contrasting nitrogen fertilization regimes. *Forest Ecology and Management* 256, 396–404. doi:10.1016/j.foreco.2008.04.034
- Karthikakuttyamma, M., Mercykutty, J., Sasidharan Nair, A.N., 2000. Soils and nutrition, in: *Natural Rubber : Agromanagement and Crop Processing*. P.J. George and C. Kuruvilla Jacob, pp. 171–198.
- Khamyong, S., Anongrak, N., Pinthong, J., 2011. Growths and Carbon Stocks of Para Rubber Plantations on Phonpisai Soil Series in Northeastern Thailand. Presented at the IRRBD, Chiang Mai, p. 16.
- Kibblewhite, M.G., Ritz, K., Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, 685–701. doi:10.1098/rstb.2007.2178
- Kirkham, J.M., Smith, C.J., Doyle, R.B., Brown, P.H., 2019. Inverse modelling for predicting both water and nitrate movement in a structured-clay soil (Red Ferrosol). *PeerJ* 6, e6002. doi:10.7717/peerj.6002
- Krashevskaya, V., Klarner, B., Widyastuti, R., Maraun, M., Scheu, S., 2015. Impact of tropical lowland rainforest conversion into rubber and oil palm plantations on soil microbial communities. *Biology and Fertility of Soils* 51, 697–705. doi:10.1007/s00374-015-1021-4
- Krishnakumar, A.K., Potty, S.N., 1992. Nutrition of *Hevea*, in: *Natural Rubber: Biology, Cultivation and Technology*. Elsevier, pp. 239–262.
- Krukanont, P., Prasertsan, S., 2004. Geographical distribution of biomass and potential sites of rubber wood fired power plants in Southern Thailand. *Biomass and Bioenergy* 13.
- Kurniawan, S., Corre, M.D., Matson, A.L., Schulte-Bisping, H., Utami, S.R., van Straaten, O., Veldkamp, E., 2018. Conversion of tropical forests to smallholder rubber and oil palm plantations impacts nutrient leaching losses and nutrient retention efficiency in highly weathered soils. *Biogeosciences* 15, 5131–5154. doi:10.5194/bg-15-5131-2018
- Laclau, J.-P., Bouillet, J.-P., Ranger, J., 2000. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of Eucalyptus in Congo. *Forest Ecology and Management* 128, 181–196. doi:10.1016/S0378-

1127(99)00146-2

Laclau, J.-P., Deleporte, P., Ranger, J., Bouillet, J.-P., Kazotti, G., 2003. Nutrient Dynamics Throughout the Rotation of Eucalyptus Clonal Stands in Congo. *Annals of Botany* 91, 879–892. doi:10.1093/aob/mcg093

Laclau, J.-P., Levillain, J., Deleporte, P., Nzila, J. de D., Bouillet, J.-P., Saint André, L., Versini, A., Mareschal, L., Nouvellon, Y., Thongo M'Bou, A., Ranger, J., 2010a. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in Eucalyptus plantations established on a sandy tropical soil. *Forest Ecology and Management* 260, 2148–2159. doi:10.1016/j.foreco.2010.09.007

Laclau, J.-P., Ranger, J., de Moraes Gonçalves, J.L., Maquère, V., Krusche, A.V., M'Bou, A.T., Nouvellon, Y., Saint-André, L., Bouillet, J.-P., de Cassia Piccolo, M., Deleporte, P., 2010b. Biogeochemical cycles of nutrients in tropical Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management* 259, 1771–1785. doi:10.1016/j.foreco.2009.06.010

Laclau, J.-P., Ranger, J., Deleporte, P., Nouvellon, Y., Saint-André, L., Marlet, S., Bouillet, J.-P., 2005. Nutrient cycling in a clonal stand of Eucalyptus and an adjacent savanna ecosystem in Congo 3. Input–output budgets and consequences for the sustainability of the plantations. *Forest Ecology and Management* 210, 375–391. doi:10.1016/j.foreco.2005.02.028

Laclau, Jean-Paul, Ranger, J., Nzila, J. de D., Bouillet, J.-P., Deleporte, P., 2003. Nutrient cycling in a clonal stand of Eucalyptus and an adjacent savanna ecosystem in Congo 2. Chemical composition of soil solutions. *Forest Ecology and Management* 180, 527–544. doi:10.1016/S0378-1127(02)00645-X

Laclau, J.-P., Sama-Poumba, W., Nzila, J. de D., Bouillet, J.-P., Ranger, J., 2002. Biomass and nutrient dynamics in a littoral savanna subjected to annual fires in Congo. *Acta Oecologica* 23, 41–50. doi:10.1016/S1146-609X(02)01132-3

Lal, R., 1997. Soil degradative effects of slope length and tillage methods on alfisols in Western Nigeria. I. Runoff, erosion and crop response. *Land Degradation & Development* 8, 201–219. doi:10.1002/(SICI)1099-145X(199709)8:3<201::AID-LDR253>3.0.CO;2-U

Lassabatère, L., Angulo-Jaramillo, R., Soria Ugalde, J.M., Cuenca, R., Braud, I., Haverkamp, R., 2006. Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters through Infiltration Experiments—BEST. *Soil Science Society of America Journal* 70, 521. doi:10.2136/sssaj2005.0026

Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.-P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42, S3–S15. doi:10.1016/j.ejsobi.2006.10.002

Lê, S., Husson, F., 2008. FactoMineR: A Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software* 25, 1–18. doi:10.18637/jss.v025.i01

Leemans, R., de Groot, R.S., 2003. Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. Island Press.

Legout, A., Hansson, K., Van der Heijden, G., Laclau, J.P., Augusto, L., Ranger, J., 2014. Chemical fertility of forest soils: basic concepts.

- Legout, A., Hansson, K., van der Heijden, G., Laclau, J.-P., Mareschal, L., Nys, C., Nicolas, M., Saint-André, L., Ranger, J., 2020. Chemical fertility of forest ecosystems. Part 2: Towards redefining the concept by untangling the role of the different components of biogeochemical cycling. *Forest Ecology and Management* 461, 117844. doi:10.1016/j.foreco.2019.117844
- Lehmann, J., da Silva, J.P., Trujillo, L., Uguen, K., 2000. Legume cover crops and nutrient cycling in tropical fruit tree production. *Acta Horticulturae* 65–72. doi:10.17660/ActaHortic.2000.531.8
- Lenth, R., Buerkner, P., Herve, M., Love, J., Riebl, H., Singmann, H., 2020. Package “emmeans.”
- Levillain, J., Thongo M’Bou, A., Deleporte, P., Saint-André, L., Jourdan, C., 2011. Is the simple auger coring method reliable for below-ground standing biomass estimation in Eucalyptus forest plantations? *Annals of Botany* 108, 221–230. doi:10.1093/aob/mcr102
- Li, S., Huang, X., Lang, X., Shen, J., Xu, F., Su, J., 2020. Cumulative effects of multiple biodiversity attributes and abiotic factors on ecosystem multifunctionality in the Jinsha River valley of southwestern China. *Forest Ecology and Management* 472, 118281. doi:10.1016/j.foreco.2020.118281
- Li, Y., Lan, G., Xia, Y., 2016. Rubber Trees Demonstrate a Clear Retranslocation Under Seasonal Drought and Cold Stresses. *Frontiers in Plant Science* 07. doi:10.3389/fpls.2016.01907
- Liu, H., Blagodatsky, S., Giese, M., Liu, F., Xu, J., Cadisch, G., 2016a. Impact of herbicide application on soil erosion and induced carbon loss in a rubber plantation of Southwest China. *CATENA* 145, 180–192. doi:10.1016/j.catena.2016.06.007
- Liu, H., Blagodatsky, S., Giese, M., Liu, F., Xu, J., Cadisch, G., 2016b. Impact of herbicide application on soil erosion and induced carbon loss in a rubber plantation of Southwest China. *CATENA* 145, 180–192. doi:10.1016/j.catena.2016.06.007
- Liu, M., Xu, F., Xu, X., Wanek, W., Yang, X., 2018. Age alters uptake pattern of organic and inorganic nitrogen by rubber trees. *Tree Physiology*. doi:10.1093/treephys/tpy031
- Liu, W., Luo, Q., Lu, H., Wu, J., Duan, W., 2017. The effect of litter layer on controlling surface runoff and erosion in rubber plantations on tropical mountain slopes, SW China. *CATENA* 149, 167–175. doi:10.1016/j.catena.2016.09.013
- Liu, Y., Wu, L., Baddeley, J.A., Watson, C.A., 2011. Models of biological nitrogen fixation of legumes. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 31, 155–172. doi:10.1051/agro/2010008
- Maillard, F., Leduc, V., Bach, C., de Moraes Gonçalves, J.L., Androte, F.D., Saint-André, L., Laclau, J.-P., Buée, M., Robin, A., 2019. Microbial Enzymatic Activities and Community-Level Physiological Profiles (CLPP) in Subsoil Layers Are Altered by Harvest Residue Management Practices in a Tropical Eucalyptus grandis Plantation. *Microbial Ecology* 78, 528–533. doi:10.1007/s00248-018-1298-6
- Mak, S., Tiva, L.K., Phearun, P., Gohet, E., Lacote, R., Gay, F., 2022. Impact of mineral fertilization on the growth of immature rubber trees: new insights from a field trial in Cambodia. *Journal of Rubber Research*. doi:10.1007/s42464-022-00164-5
- Mareschal, L., Laclau, J.-P., Nzila, J.-D.-D., Versini, A., Koutika, L.-S., Mazoumbou, J.-C., Deleporte, P., Bouillet, J.-P., Ranger, J., 2013. Nutrient leaching and deep drainage under Eucalyptus plantations managed

in short rotations after afforestation of an African savanna: Two 7-year time series. *Forest Ecology and Management* 307, 242–254. doi:10.1016/j.foreco.2013.06.038

Mareschal, L., Nzila, J.D.D., Turpault, M.P., Thongo M’Bou, A., Mazoumbou, J.C., Bouillet, J.P., Ranger, J., Laclau, J.P., 2011. Mineralogical and physico-chemical properties of Ferralic Arenosols derived from unconsolidated Plio-Pleistocenic deposits in the coastal plains of Congo. *Geoderma* 162, 159–170. doi:10.1016/j.geoderma.2011.01.017

Mariau, D., Thanikomoni, K., Majithia, M., 2001. Disease of tropical tree crops. CIRAD-Science, Montpellier.

Mariotti, B., Hoshika, Y., Cambi, M., Marra, E., Feng, Z., Paoletti, E., Marchi, E., 2020. Vehicle-induced compaction of forest soil affects plant morphological and physiological attributes. A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 462, 9.

Martin, R., du Plessix, C.J., 1969. White root rot (*Leptoporus lignosus*) of rubber on lower Ivory Coast. *Journal of the Rubber Research Institute of Malaysia* 21, 96–106.

Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I., Vesterdal, L., 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 466, 118127. doi:10.1016/j.foreco.2020.118127

McLauchlan, K., 2006. The Nature and Longevity of Agricultural Impacts on Soil Carbon and Nutrients: A Review. *Ecosystems* 9, 1364–1382. doi:10.1007/s10021-005-0135-1

Méndez, H., Amelia, C., Blagodatskiy, S., Jintrawet, A., Cadisch, G., 2012. Carbon Sequestration of Rubber (*Hevea brasiliensis*) Plantations in the Naban River Watershed National Nature Reserve in Xishuangbanna, China. Presented at the Conference on International Research on Food Security, Natural Resource, Germany.

Mendham, D.S., Kumaraswamy, S., Balasundaran, M., Sankaran, K.V., Corbeels, M., Grove, T.S., O’Connell, A.M., Rance, S.J., 2004. Legume cover cropping effects on early growth and soil nitrogen supply in eucalypt plantations in south-western India. *Biology and Fertility of Soils* 39, 375–382. doi:10.1007/s00374-004-0719-5

Millard, P., Grelet, G. -a., 2010. Nitrogen storage and remobilization by trees: ecophysiological relevance in a changing world. *Tree Physiology* 30, 1083–1095. doi:10.1093/treephys/tpq042

Miller, H.G., 1995. The influence of stand development on nutrient demand, growth and allocation. *Plant and Soil* 168–169, 225–232.

Munasinghe, E.S., Rodrigo, V.H.L., Gunawardena, U.A.D.P., 2014. Modus operandi in assessing biomass and carbon in rubber plantations under varying climatic conditions. *Experimental Agriculture* 50, 40–58. doi:10.1017/S0014479713000410

Nair, K.P.P., 2010. Rubber (*Hevea brasiliensis*), in: *The Agronomy and Economy of Important Tree Crops of the Developing World*. Elsevier, pp. 237–273.

Nandris, D., Nicole, M., Geiger, J.P., 1987. Root rot diseases. *Plant Disease* 71, 298–306.

- N'Dri, J.K., Guéi, A.M., Edoukou, E.F., Yéo, J.G., N'Guessan, K.K., Lagerlöf, J., 2018. Can litter production and litter decomposition improve soil properties in the rubber plantations of different ages in Côte d'Ivoire? *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 111, 203–215. doi:10.1007/s10705-018-9923-9
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F., Ffolliott, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 21.
- Neyret, M., Robain, H., de Rouw, A., Janeau, J.-L., Durand, T., Kaewthip, J., Trisophon, K., Valentin, C., 2020. Higher runoff and soil detachment in rubber tree plantations compared to annual cultivation is mitigated by ground cover in steep mountainous Thailand. *CATENA* 189, 104472. doi:10.1016/j.catena.2020.104472
- Nzila, J., Bouillet, J.-P., Laclau, J.-P., Ranger, J., 2002. The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in Eucalyptus plantations in the Congo. *Forest Ecology and Management* 171, 209–221. doi:10.1016/S0378-1127(02)00474-7
- Öborn, I., Edwards, A.C., Witter, E., Oenema, O., Ivarsson, K., Withers, P.J.A., Nilsson, S.I., Richert Stinzing, A., 2003. Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *European Journal of Agronomy* 20, 211–225. doi:10.1016/S1161-0301(03)00080-7
- Obriot, F., Stauffer, M., Goubard, Y., Cheviron, N., Peres, G., Eden, M., Revallier, A., Vieublé-Gonod, L., Houot, S., 2016. Multi-criteria indices to evaluate the effects of repeated organic amendment applications on soil and crop quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, 165–178. doi:10.1016/j.agee.2016.08.004
- O'Connell, A., 2004. Impact of harvest residue management on soil nitrogen dynamics in Eucalyptus globulus plantations in south western Australia. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 39–48. doi:10.1016/j.soilbio.2003.08.017
- Ogbebor, N.O., Adekunle, A.T., Eghafona, O.N., Ogboghodo, A.I., 2013. Incidence of Rigidoporus lignosus (Klotzsch) imaz of para rubber in Nigeria. *Researcher* 5, 181–184.
- Oliveira, F.C.C., Ferreira, G.W.D., Dungait, J.A.J., Araújo, E.F., Soares, E.M.B., Silva, I.R., 2021. Eucalypt harvest residue management influences microbial community structure and soil organic matter fractions in an afforested grassland. *Soil and Tillage Research* 205, 104787. doi:10.1016/j.still.2020.104787
- Omorusi, V.I., 2012. Effects of White Root Rot Disease on Hevea brasiliensis - Challenges and Control Approach, in: *Plant Science*. Nabin Kumar Dhal and Sudam Charan Sahu, pp. 139–152.
- Otoul, E., 1960. Le système racinaire de l'hévéa dans les conditions écologiques de Yangambi, I.N.E.A.C. ed.
- Panklang, P., Thoumazeau, A., Chiarawipa, R., Sdoodee, S., Sebag, D., Gay, F., Thaler, P., Brauman, A., 2022. Rubber, rubber and rubber: How 75 years of successive rubber plantation rotations affect topsoil quality? *Land Degradation & Development* 33, 1159–1169. doi:10.1002/ldr.4171
- Pardon, L., Bessou, C., Nelson, P.N., Dubos, B., Ollivier, J., Marichal, R., Caliman, J.-P., Gabrielle, B., 2016a. Key unknowns in nitrogen budget for oil palm plantations. A review. *Agronomy for Sustainable*

- Development 36. doi:10.1007/s13593-016-0353-2
- Pardon, L., Bessou, C., Saint-Geours, N., Gabrielle, B., Khasanah, N., Caliman, J.-P., Nelson, P.N., 2016b. Quantifying nitrogen losses in oil palm plantations: models and challenges. *Biogeosciences* 13, 5433–5452. doi:10.5194/bg-13-5433-2016
- Pardon, L., Huth, N.I., Nelson, P.N., Banabas, M., Gabrielle, B., Bessou, C., 2017. Yield and nitrogen losses in oil palm plantations: Main drivers and management trade-offs determined using simulation. *Field Crops Research* 210, 20–32. doi:10.1016/j.fcr.2017.05.016
- Parsons, A.J., Brazier, R.E., Wainwright, J., Powell, D.M., 2006. Scale relationships in hillslope runoff and erosion. *Earth Surface Processes and Landforms* 31, 1384–1393. doi:10.1002/esp.1345
- Pawlett, M., Hannam, J.A., Knox, J.W., 2021. Redefining soil health. *Microbiology* 167. doi:10.1099/mic.0.001030
- Peerawat, M., Blaud, A., Trap, J., Chevallier, T., Alonso, P., Gay, F., Thaler, P., Spor, A., Sebag, D., Choosai, C., Suvannang, N., Sajjaphan, K., Brauman, A., 2018. Rubber plantation ageing controls soil biodiversity after land conversion from cassava. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 257, 92–102. doi:10.1016/j.agee.2018.01.034
- Penman, L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences* 193, 120–145. doi:10.1098/rspa.1948.0037
- Perron, T., Kouakou, A., Simon, C., Mareschal, L., Frédéric, G., Soumahoro, M., Kouassi, D., Rakotondrazafy, N., Rapidel, B., Laclau, J.-P., Brauman, A., 2022a. Logging residues promote rapid restoration of soil health after clear-cutting of rubber plantations at two sites with contrasting soils in Africa. *Science of The Total Environment* 816, 151526. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.151526
- Perron, T., Kouakou, A., Simon, C., Mareschal, L., Gay, F., Soumahoro, M., Kouassi, D., Rakotondrazafy, N., Rapidel, B., Laclau, J.-P., Brauman, A., 2022b. Logging residues promote rapid restoration of soil health after clear-cutting of rubber plantations at two sites with contrasting soils in Africa. Presented at the EGU General Assembly 2022, Vienna, Austria. doi:https://doi.org/10.5194/egusphere-egu22-2719
- Perron, T., Mareschal, L., Laclau, J.P., Defontaine, L., Deleporte, P., Masson, A., Cauchy, T., Gay, F., 2021. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in rubber (*Hevea brasiliensis*) plantations established on two soil types: Implications for nutrient management over the immature phase. *Industrial Crops and Products* 159, 1–13. doi:doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.113084
- Petsri, S., Chidthaisong, A., Pumijumnong, N., Wachrinrat, C., 2013. Greenhouse gas emissions and carbon stock changes in rubber tree plantations in Thailand from 1990 to 2004. *Journal of Cleaner Production* 52, 61–70. doi:10.1016/j.jclepro.2013.02.003
- Pheap, S., Lefèvre, C., Thoumazeau, A., Leng, V., Boulakia, S., Koy, R., Hok, L., Lienhard, P., Brauman, A., Tivet, F., 2019. Multi-functional assessment of soil health under Conservation Agriculture in Cambodia. *Soil and Tillage Research* 194, 104349. doi:10.1016/j.still.2019.104349
- Picard, N., Saint-André, L., Henry, M., 2012. Manual for building tree volume and biomass allometric

equations from field measurement to prediction. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

Podwojewski, P., Orange, D., Jouquet, P., Valentin, C., Nguyen, V.T., Janeau, J.L., Tran, D.T., 2008. Land-use impacts on surface runoff and soil detachment within agricultural sloping lands in Northern Vietnam. *CATENA* 74, 109–118. doi:10.1016/j.catena.2008.03.013

Polinière, J.P., Van Brandt, H., 1967. Production en matière sèche et autres caractères végétatifs de greffes d'hévéa en fonction de leur âge. *Bois et Forêts Des Tropiques* 112, 39–51.

Polinière, J.P., Van Brandt, H., 1964a. Bilan des mouvements en éléments minéraux sous cultures d'hévéas au Vietnam. *Revue Générale Du Caoutchouc et Des Plastiques* 41, 1665–1672.

Polinière, J.P., Van Brandt, H., 1964b. Bilan des mouvements en éléments minéraux sous cultures d'hévéas au Viet-nam. *Revue Générale Du Caoutchouc* 41, 1665–1672.

Pradier, C., Hinsinger, P., Laclau, J.-P., Bouillet, J.-P., Guerrini, I.A., Gonçalves, J.L.M., Asensio, V., Abreu-Junior, C.H., Jourdan, C., 2017. Rainfall reduction impacts rhizosphere biogeochemistry in eucalypts grown in a deep Ferralsol in Brazil. *Plant and Soil* 414, 339–354. doi:10.1007/s11104-016-3107-7

Pransiska, Y., Triadiati, T., Tjitrosoedirjo, S., Hertel, D., Kotowska, M.M., 2016. Forest conversion impacts on the fine and coarse root system, and soil organic matter in tropical lowlands of Sumatera (Indonesia). *Forest Ecology and Management* 379, 288–298. doi:10.1016/j.foreco.2016.07.038

Qian, P., Schoenau, J.J., 2002. Practical applications of ion exchange resins in agricultural and environmental soil research. *Canada Journal of Soil Science* 9–21.

Rab, M.A., 1994. Changes in physical properties of a soil associated with logging of *Eucalyptus regnans* forest in southeastern Australia. *Forest Ecology and Management* 70, 215–229.

Rafflegeau, S., Michel-Dounias, I., Tailliez, B., Ndigui, B., Papy, F., 2010. Unexpected N and K nutrition diagnosis in oil palm smallholdings using references of high-yielding industrial plantations. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 777–787. doi:10.1051/agro/2010019

Raison, R.J., Connell, M.J., Khanna, P.K., 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral N in situ. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 521–530.

Ranger, J., Colin-Belgrand, M., Nys, C., 1995. Le cycle biogéochimique des éléments majeurs dans les écosystèmes forestiers. *Étude et Gestion des Sols* 2, 119–134.

Ranger, J., Loyer, S., Gelhaye, D., Pollier, B., Bonnaud, P., 2007. Effects of the clear-cutting of a Douglas-fir plantation (*Pseudotsuga menziesii* F.) on the chemical composition of soil solutions and on the leaching of DOC and ions in drainage waters. *Annals of Forest Science* 64, 183–200. doi:10.1051/forest:2006103

Ranger, J., Turpault, M.-P., 1999. Input–output nutrient budgets as a diagnostic tool for sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 122, 139–154.

Rao, X., Liu, C.-A., Tang, J.-W., Nie, Y., Liang, M.-Y., Shen, W.-J., Siddique, K.H.M., 2021. Rubber-leguminous shrub systems stimulate soil N₂O but reduce CO₂ and CH₄ emissions. *Forest Ecology and Management* 480, 118665. doi:10.1016/j.foreco.2020.118665

Reeves, D.W., 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping

systems. *Soil and Tillage Research* 43, 131–167.

Rocha, J.H.T., Gonçalves, J.L. de M., Brandani, C.B., Ferraz, A. de V., Franci, A.F., Marques, E.R.G., Arthur Junior, J.C., Hubner, A., 2018. Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application. *Forest Ecology and Management* 430, 188–195. doi:10.1016/j.foreco.2018.08.010

Rocha, J.H.T., Gonçalves, J.L. de M., Gava, J.L., Godinho, T. de O., Melo, E.A.S.C., Bazani, J.H., Hubner, A., Arthur Junior, J.C., Wichert, M.P., 2016. Forest residue maintenance increased the wood productivity of a *Eucalyptus* plantation over two short rotations. *Forest Ecology and Management* 379, 1–10. doi:10.1016/j.foreco.2016.07.042

Rocha, J. H. T., Marques, E.R.G., Gonçalves, J.L. d. M., Hübner, A., Brandani, C.B., Ferraz, A. d. V., Moreira, R.M., 2016. Decomposition rates of forest residues and soil fertility after clear-cutting of *Eucalyptus grandis* stands in response to site management and fertilizer application. *Soil Use and Management* 32, 289–302. doi:10.1111/sum.12283

Rodrigo, V.H.L., Stirling, C.M., Teklehaimanot, Z., Samarasekera, R.K., Pathirana, P.D., 2005. Interplanting banana at high densities with immature rubber crop for improved water use. [WWW Document]. *Agronomy for Sustainable Development*. URL <http://www.edpsciences.org/agro/>

Ruf, F., 2008. *L'hévéaculture familiale en Côte d'Ivoire*. Cirad.

Saif, S.R., 1987. Growth responses of tropical forage plant species to vesicular-arbuscular mycorrhizae: I. Growth, mineral uptake and mycorrhizal dependency. *Plant and Soil* 97, 25–35. doi:10.1007/BF02149820

Salako, F.K., Hauser, S., Babalola, O., Tian, G., 2001. Improvement of the physical fertility of a degraded Alfisol with planted and natural fallows under humid tropical conditions. *Soil Use and Management* 17, 41–47.

Samarappuli, L., 2000a. Economics and efficiency of fertilizer utilization in immature rubber. *Bulletin of the Rubber Research Institute of Sri Lanka* 42, 1–10.

Samarappuli, L., 2000b. Economics and efficiency of fertilizer utilization in mature rubber. *Bulletin of the Rubber Research Institute of Sri Lanka* 11–24.

Samarappuli, L., 1996. The contribution of rubber plantations towards a better environment. *Bulletin of the Rubber Research Institute of Sri Lanka* 33, 45–54.

Santos, F.M., Chaer, G.M., Diniz, A.R., Balieiro, F. de C., 2017. Nutrient cycling over five years of mixed-species plantations of *Eucalyptus* and *Acacia* on a sandy tropical soil. *Forest Ecology and Management* 384, 110–121. doi:10.1016/j.foreco.2016.10.041

Sardans, J., Peñuelas, J., 2015. Trees increase their P:N ratio with size. *Global Ecology and Biogeography* 24, 147–156. doi:10.1111/geb.12231

Sauvadet, M., Trap, J., Damour, G., Plassard, C., Van den Meersche, K., Achard, R., Allinne, C., Autfray, P., Bertrand, I., Blanchart, E., Deberdt, P., Enock, S., Essobo, J.-D., Freschet, G.T., Hedde, M., de Melo Virginio Filho, E., Rabary, B., Rakotoarivelo, M., Randriamanantsoa, R., Rhino, B., Ripoche, A., Rosalie, E., Saj, S., Becquer, T., Tixier, P., Harmand, J.-M., 2021. Agroecosystem diversification with legumes or

non-legumes improves differently soil fertility according to soil type. *Science of The Total Environment* 795, 148934. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.148934

Schimann, H., Joffre, R., Roggy, J.-C., Lensi, R., Domenach, A.-M., 2007. Evaluation of the recovery of microbial functions during soil restoration using near-infrared spectroscopy. *Applied Soil Ecology* 37, 223–232. doi:10.1016/j.apsoil.2007.07.001

Schroth, G., Salazar, E., Da Silva, J.P., 2001. Soil nitrogen mineralization under tree crops and a legume cover crop in multi-strata agroforestry in central Amazonia: spatial and temporal patterns. *Experimental Agriculture* 37, 253–267.

Sette, C.R., Laclau, J.-P., Tomazello Filho, M., Moreira, R.M., Bouillet, J.-P., Ranger, J., Almeida, J.C.R., 2013. Source-driven remobilizations of nutrients within stem wood in *Eucalyptus grandis* plantations. *Trees* 27, 827–839. doi:10.1007/s00468-012-0837-x

Shah, A.N., Tanveer, M., Shahzad, B., Yang, G., Fahad, S., Ali, S., Bukhari, M., Tung, S., Hafeez, A., Souliyanonh, B., 2017. Soil compaction effects on soil health and cropproductivity: an overview. *Environ Science and Pollution Research* 24, 12.

Shearer, G., Kohl, D., 1986. N₂-Fixation in Field Settings: Estimations Based on Natural ¹⁵N Abundance. *Functional Plant Biology* 13, 699. doi:10.1071/PP9860699

Shigematsu, A., Mizoue, N., Kakada, K., Muthavy, P., Kajisa, T., Yoshida, S., 2013. Financial potential of rubber plantations considering rubberwood production: Wood and crop production nexus. *Biomass and Bioenergy* 49, 131–142. doi:10.1016/j.biombioe.2012.12.011

Shorrocks, V.M., 1965a. Mineral nutrition, growth and nutrient cycle of *Hevea brasiliensis*. Growth and nutrient content. *Journal of the Rubber Research Institute of Malaysia* 19, 32–47.

Shorrocks, V.M., 1965b. Mineral nutrition, growth and nutrient cycle of *Hevea brasiliensis*. Nutrient cycle and fertiliser requirements. *Journal of the Rubber Research Institute of Malaysia* 19, 48–61.

Shorrocks, V.M., Templeton, J.K., Iyer, G.C., 1965. Mineral nutrition, growth and nutrient cycle of *Hevea brasiliensis* III. The relationship between girth and shoot dry weight. *Journal of Rubber Research Institute of Malaysia* 19, 85–92.

Silpi, U., Thaler, P., Kasempap, P., Lacoite, A., Chantuma, A., Adam, B., Gohet, E., Thanisawanyangkura, S., Améglio, T., 2006. Effect of tapping activity on the dynamics of radial growth of *Hevea brasiliensis* trees. *Tree Physiology* 26, 1579–1587.

Siltecho, S., Hammecker, C., Sriboonlue, V., Clermont-Dauphin, C., Trelo-ges, V., Antonino, A.C.D., Angulo-Jaramillo, R., 2015. Use of field and laboratory methods for estimating unsaturated hydraulic properties under different land uses. *Hydrology and Earth System Sciences* 19, 1193–1207. doi:10.5194/hess-19-1193-2015

Silva, P.H.M. da, Poggiani, F., Libardi, P.L., Gonçalves, A.N., 2013. Fertilizer management of eucalypt plantations on sandy soil in Brazil: Initial growth and nutrient cycling. *Forest Ecology and Management* 301, 67–78. doi:10.1016/j.foreco.2012.10.033

Simien, A., Penot, E., 2010. Current Evolution of Smallholder Rubber-based Farming Systems in Southern

- Thailand. *Journal of Sustainable Forestry* 29, 1–20.
- Simorangkir, D., 2006. Fire use: Is it really the cheaper land preparation method for large-scale plantations? *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 12, 147–164. doi:10.1007/s11027-006-9049-2
- Šimůnek, J., Genuchten, M.Th., Šejna, M., 2008. Development and Applications of the HYDRUS and STANMOD Software Packages and Related Codes. *Vadose Zone Journal* 7, 587–600. doi:10.2136/vzj2007.0077
- Sivanadyan, K., Ghandimathie, H., Haridas, G., 1995. Rubber, a Unique Crop: The Mature Hevea Stand as a Nutritionally Self-sustaining Ecosystem in Relation to Latex Yield. *The Journal of Agricultural Science* 126, 522.
- Snoeck, D., Koko, L., Joffre, J., Bastide, P., Jagoret, P., 2016. Cacao Nutrition and Fertilization, in: Lichtfouse, E. (Ed.), *Sustainable Agriculture Reviews*. Springer International Publishing, Cham, pp. 155–202.
- Sturrock, R.N., 2000. Lutte contre les maladies racinaires par dessouchage et abattage par poussée.
- Swift, M.J., Izac, A.-M.N., van Noordwijk, M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104, 113–134. doi:10.1016/j.agee.2004.01.013
- Swift, M.J., Kang, B.T., Mulongoy, K., Woomer, P., 1991. Organic-matter management for sustainable soil fertility in tropical cropping systems, in: *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World : Proceedings of the International Workshop on Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World*.
- Sys, C., 1975. Report on the ad hoc expert consultation and land evaluation, *World Soil Evaluation Ressources Report*. FAO, Rome.
- Szott, L.T., Palm, C.A., Davey, C.B., 1994. Biomass and litter accumulation under managed and natural tropical fallows. *Forest Ecology and Management* 67, 177–190. doi:10.1016/0378-1127(94)90015-9
- Tchichelle, S.V., Epron, D., Mialoundama, F., Koutika, L.S., Harmand, J.-M., Bouillet, J.-P., Mareschal, L., 2017. Differences in nitrogen cycling and soil mineralisation between a eucalypt plantation and a mixed eucalypt and *Acacia mangium* plantation on a sandy tropical soil. *Southern Forests: A Journal of Forest Science* 79, 1–8. doi:10.2989/20702620.2016.1221702
- Thoumazeau, A., Bessou, C., Renevier, M.-S., Panklang, P., Puttaso, P., Peerawat, M., Heepngoen, P., Polwong, P., Koonklang, N., Sdoodee, S., Chantuma, P., Lawongsa, P., Nimkingrat, P., Thaler, P., Gay, F., Brauman, A., 2019a. Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part B: investigating the impact of land management of rubber plantations on soil quality with the Biofunctool® index. *Ecological Indicators* 97, 429–437. doi:10.1016/j.ecolind.2018.10.028
- Thoumazeau, A., Bessou, C., Renevier, M.-S., Trap, J., Marichal, R., Mareschal, L., Decaëns, T., Bottinelli, N., Jaillard, B., Chevallier, T., Suvannang, N., Sajjaphan, K., Thaler, P., Gay, F., Brauman, A., 2019b. Biofunctool®: a new framework to assess the impact of land management on soil quality. Part A: concept and validation of the set of indicators. *Ecological Indicators* 97, 100–110.

doi:10.1016/j.ecolind.2018.09.023

Thoumazeau, A., Gay, F., Alonso, P., Suvannange, N., Phongjinda, A., Panklang, P., Tiphaine, C., Bessou, C., Brauman, A., 2017. SituResp ® : A time- and cost-effective method to assess basal soil respiration in the field. *Applied Soil Ecology* 121, 223–230. doi:10.1016/j.apsoil.2017.10.006

Tian, G., Hauser, S., Koutika, L.-S., Ishida, F., Chianu, J.N., 2001. Pueraria Cover Crop Fallow System: Benefits and Applicability, in: *Sustaining Soil Fertility in West Africa*. p. 20.

Tian, G., Kang, B.T., 1998. Effects of soil fertility and fertilizer application on biomass and chemical compositions of leguminous cover crops. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 8.

Timkhum, P., Maneepong, S., Issarakrisila, M., Sangsing, K., 2013. Nutrient Assessment with Omission Pot Trials for Management of Rubber Growing Soil. *Journal of Agricultural Science* 5. doi:10.5539/jas.v5n10p10

Tomich, T., Fagi, A., de Foresta, H., Michon, G., Murdiyarso, D., Stolle, F., Van Noordwijk, M., 1998. Indonesia's fires: smoke as a problem, smoke as a symptom. *Agroforestry Today* 10, 4–7.

Tondoh, J.E., Dimobe, K., Guéi, A.M., Adahe, L., Baidai, Y., N'Dri, J.K., Forkuor, G., 2019. Soil Health Changes Over a 25-Year Chronosequence From Forest to Plantations in Rubber Tree (*Hevea brasiliensis*) Landscapes in Southern Côte d'Ivoire: Do Earthworms Play a Role? *Frontiers in Environmental Science* 7. doi:10.3389/fenvs.2019.00073

Tran Van Canh, C., 1996. Lutte contre le pourridié blanc (Fomes) de l'hévéa. *Plantations, Recherche, Développement* 3, 245–250.

Van Bich, N., Eyles, A., Mendham, D., Dong, T., Ratkowsky, D., Evans, K., Hai, V., Thanh, H., Think, N., Mohammed, C., 2018. Contribution of Harvest Residues to Nutrient Cycling in a Tropical *Acacia mangium* Willd. Plantation. *Forests* 9, 577. doi:10.3390/f9090577

Van Bich, N., Mendham, D., Evans, K.J., Dong, T.L., Hai, V.D., Van Thanh, H., Mohammed, C.L., 2019. Effect of residue management and fertiliser application on the productivity of a *Eucalyptus* hybrid and *Acacia mangium* planted on sloping terrain in northern Vietnam. *Southern Forests: A Journal of Forest Science* 81, 201–212. doi:10.2989/20702620.2018.1555940

van Gestel, C.A.M., Kruidenier, M., Berg, M.P., 2003. Suitability of wheat straw decomposition, cotton strip degradation and bait-lamina feeding tests to determine soil invertebrate activity. *Biology and Fertility of Soils* 37, 115–123. doi:10.1007/s00374-002-0575-0

Vasaitis, R., Stenlid, J., Thomsen, I.M., Barklund, P., Dahlberg, A., others, 2008. Stump removal to control root rot in forest stands. A literature study. *Silva Fennica* 42, 457.

Versini, A., 2014. Effet de la manipulation des litières aériennes sur les cycles du C et de N dans les sols en plantation d'*Eucalyptus* au Congo. Université de Lorraine.

Versini, A., Nouvellon, Y., Laclau, J.-P., Kinana, A., Mareschal, L., Zeller, B., Ranger, J., Epron, D., 2013. The manipulation of organic residues affects tree growth and heterotrophic CO₂ efflux in a tropical *Eucalyptus* plantation. *Forest Ecology and Management* 301, 79–88. doi:10.1016/j.foreco.2012.07.045

Versini, A., Zeller, B., Derrien, D., Mazoumbou, J.-C., Mareschal, L., Saint-André, L., Ranger, J., Laclau,

- J.-P., 2014. The role of harvest residues to sustain tree growth and soil nitrogen stocks in a tropical Eucalyptus plantation. *Plant and Soil* 376, 245–260. doi:10.1007/s11104-013-1963-y
- Vesterager, J.M., Østerby, S., Jensen, E.S., Schjoerring, J.K., 1995. Symbiotic N₂-fixation by the cover crop *Pueraria phaseoloides* as influenced by litter mineralization. *Plant and Soil* 177, 1–10. doi:10.1007/BF00010332
- Vitousek, P.M., 1984. Litterfall, Nutrient Cycling, and Nutrient Limitation in Tropical Forests. *Ecology* 65, 285–298. doi:10.2307/1939481
- Vitousek, P.M., 1981. Clear-cutting and the nitrogen cycle. *Ecological Bulletins* 631–642.
- Vogt, K.A., Vogt, D.J., Bloomfield, J., 1998. Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forests at an ecosystem level, in: Box, J.E. (Ed.), *Root Demographics and Their Efficiencies in Sustainable Agriculture, Grasslands and Forest Ecosystems*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 687–720. doi:10.1007/978-94-011-5270-9_61
- Voigtlaender, M., Brandani, C.B., Caldeira, D.R.M., Tardy, F., Bouillet, J.-P., Gonçalves, J.L.M., Moreira, M.Z., Leite, F.P., Brunet, D., Paula, R.R., Laclau, J.-P., 2019. Nitrogen cycling in monospecific and mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus* at 4 sites in Brazil. *Forest Ecology and Management* 436, 56–67. doi:10.1016/j.foreco.2018.12.055
- Voigtlaender, M., Laclau, J.-P., Gonçalves, J.L. de M., Piccolo, M. de C., Moreira, M.Z., Nouvellon, Y., Ranger, J., Bouillet, J.-P., 2012. Introducing *Acacia mangium* trees in *Eucalyptus grandis* plantations: consequences for soil organic matter stocks and nitrogen mineralization. *Plant and Soil* 352, 99–111. doi:10.1007/s11104-011-0982-9
- Vrignon-Brenas, S., Gay, F., Ricard, S., Snoeck, D., Perron, T., Mareschal, L., Laclau, J.-P., Gohet, É., Malagoli, P., 2019. Nutrient management of immature rubber plantations. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 39. doi:10.1007/s13593-019-0554-6
- Wan, X., Xiao, L., Vadeboncoeur, M.A., Johnson, C.E., Huang, Z., 2018. Response of mineral soil carbon storage to harvest residue retention depends on soil texture: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 408, 9–15. doi:10.1016/j.foreco.2017.10.028
- Warren-Thomas, E., Dolman, P.M., Edwards, D.P., 2015. Increasing Demand for Natural Rubber Necessitates a Robust Sustainability Initiative to Mitigate Impacts on Tropical Biodiversity: Rubber sustainability and biodiversity. *Conservation Letters* 8, 230–241. doi:10.1111/conl.12170
- Watson, C.A., 1957. Cover plants in rubber cultivation. *J. Rubb. Res. Inst. Malay* 18, 123–308.
- Watson, G.A., 1989. Nutrition, in: *Rubber*. CC Webster & WJ Baukwill, pp. 291–348.
- Watson, G.A., 1964. Maintenance of soil fertility in the permanent cultivation of *Hevea brasiliensis* in Malaya. *Outlook on Agriculture* 4, 103–109.
- Watson, G.A., Wong, P.W., Narayanan, R., 1964. Effect of Cover Plants on Soil Nutrient Status and on Growth of *Hevea* III. A Comparison of Leguminous Creepers with Grasses and *Mikania cordata*? *Journal of Rubber Research Institute of Malaya* 18, 80–95.
- Wauters, J.B., Coudert, S., Grallien, E., Jonard, M., Ponette, Q., 2008. Carbon stock in rubber tree

- plantations in Western Ghana and Mato Grosso (Brazil). *Forest Ecology and Management* 255, 2347–2361. doi:10.1016/j.foreco.2007.12.038
- Webster, C.C., 1989. Preparation of land for planting and replanting, in: Rubber. CC Webster & WJ Baukwill, pp. 165–194.
- Weil, R.R., Brady, N.C., 2017. The nature and properties of soils, Fifteenth edition, global edition. ed. Pearson, Harlow, England London New York Boston San Francisco.
- Weil, R.R., Islam, K.R., Stine, M.A., Gruver, J.B., Samson-Liebig, S.E., 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture* 18, 3–17.
- Xiao, K., Li, D., Wen, L., Yang, L., Luo, P., Chen, H., Wang, K., 2018. Dynamics of soil nitrogen availability during post-agricultural succession in a karst region, southwest China. *Geoderma* 314, 184–189. doi:10.1016/j.geoderma.2017.11.018
- Xu, C., Yang, Z., Qian, W., Chen, S., Liu, X., Lin, W., Xiong, D., Jiang, M., Chang, C., Huang, J., Yang, Y., 2019. Runoff and soil erosion responses to rainfall and vegetation cover under various afforestation management regimes in subtropical montane forest. *Land Degradation & Development* 30, 1711–1724. doi:10.1002/ldr.3377
- Yang, X., Blagodatsky, S., Liu, F., Beckschäfer, P., Xu, J., Cadisch, G., 2017. Rubber tree allometry, biomass partitioning and carbon stocks in mountainous landscapes of sub-tropical China. *Forest Ecology and Management* 404, 84–99. doi:10.1016/j.foreco.2017.08.013
- Yew, F.K., 2001. Impact of Zero Burning on Biomass and Nutrient Turnover in Rubber Replanting. *Malaysian Journal of Soil Science* 5, 19–26.
- Zabowski, D., Chambreau, D., Rotramel, N., Thies, W.G., 2008. Long-term effects of stump removal to control root rot on forest soil bulk density, soil carbon and nitrogen content. *Forest Ecology and Management* 255, 720–727. doi:10.1016/j.foreco.2007.09.046
- Zhang, S., Xie, Z., Chen, L., Liu, C., Zhao, Y., Wang, X., Liu, C., 2016. Biomass and annual growth of different aged rubber plantations mixed with *Rauvolfia vomitoria* and *Flemingia macrophylla* in Xishuangbanna. *Chinese Journal of Ecology* 35, 1704–1712.
- Zhou, W.-J., Ji, H., Zhu, J., Zhang, Y.-P., Sha, L.-Q., Liu, Y.-T., Zhang, X., Zhao, W., Dong, Y., Bai, X.-L., Lin, Y.-X., Zhang, J.-H., Zheng, X.-H., 2016. The effects of nitrogen fertilization on N₂O emissions from a rubber plantation. *Scientific Reports* 6. doi:10.1038/srep28230
- Zhu, X., Jiang, X., Kumar Singh, A., Zeng, H., Chen, C., Lu, E., Liu, W., 2022. Reduced litterfall and decomposition alters nutrient cycling following conversion of tropical natural forests to rubber plantations. *Ecological Indicators* 138, 108819. doi:10.1016/j.ecolind.2022.108819
- Zhu, X., Zhang, W., Jiang, X., Zakari, S., Lu, E., Singh, A.K., Yang, B., Liu, W., 2021. Conversion of primary tropical rainforest into rubber plantation degrades the hydrological functions of forest litter: Insights from experimental study. *Catena* 200, 11.
- Zou, X., Zhu, X., Zhu, P., Singh, A.K., Zakari, S., Yang, B., Chen, C., Liu, W., 2021. Soil quality assessment

of different *Hevea brasiliensis* plantations in tropical China. *Journal of Environmental Management* 285, 112147. doi:10.1016/j.jenvman.2021.112147

Abstract

The area of rubber plantations, the primary source of natural rubber, has increased significantly in recent decades. Monoculture management of rubber plantations can lead to a gradual decline in soil fertility as replanting cycles progress. The export of logging residues from the plots between two cycles would contribute to this impoverishment. In this context, fertilisation is a common practice to improve tree growth at young ages. The objective of this thesis was to study the influence of logging residue management on biogeochemical cycles and soil functioning in immature rubber plantations. The main nutrient fluxes were assessed during the first 3 years after planting in 2 industrial plantations in Côte d'Ivoire with contrasting soil conditions. On both sites, an experimental set-up consisting of a logging residue gradient (from total export to double restitution) coupled with fertiliser application or not was set up on 5 ha. The results show that the restitution of logging residues had a positive effect on the overall biogeochemical functioning of the plantation and that it did not lead to significant losses of elements through erosion or deep drainage. Tree growth, nutrient accumulation in the stand, soil health and soil nutrients stocks were improved in a scenario of logging residue restitution compared to a scenario of export. The cover crop planted in the interline is an essential compartment in the mineral and biological functioning of the soil at the beginning of the planting cycle. At this stage, a strong decoupling between the supply and demand of nutrient is observed: the nutritional needs of the rubber tree stand are low compared to the quantity of nutrient released by the decomposition of logging residues. Thus, the cover crop allows the conservation of a part of the nutrient resulting from this decomposition, by reducing losses through erosion and deep drainage, in a very intense biological cycle. The input-output balances of mineral elements at the soil level are positive in the first two years in the case of logging residue restitution, but they become negative for most elements from the third year of plantation, mainly due to the increase in stand requirements. This work shows that the restitution of logging residues, combined with the installation of a cover crop, is an appropriate practice to increase the productivity and sustainability of a rubber plantation. The combination of these two practices could (1) help avoid the decline in soil fertility associated with successive replanting cycles observed on some tropical sites and (2) support the high nutritional requirements of the stand at the beginning of the plantation cycle. Our results could be the basis for the development of a nutrient budget model to help manage fertilisation.

Key words: hevea, biogeochemical cycle, logging residue, fertilisation, budget, soil health, Africa.

Résumé

La surface des plantations d'hévéas, premières sources de caoutchouc naturel, a fortement augmenté ces dernières décennies. La conduite des plantations en monoculture peut conduire à une baisse graduelle de la fertilité du milieu au fur à mesure des cycles de replantation. L'exportation des résidus d'abattage hors des parcelles entre 2 cycles contribuerait à cet appauvrissement. Dans ce contexte, l'apport d'engrais est une pratique courante pour améliorer la croissance des arbres aux jeunes âges. L'objectif de cette thèse a été d'étudier l'influence de la gestion des résidus d'abattage sur les cycles biogéochimiques et le fonctionnement du sol en plantation d'hévéas immatures. Les principaux flux d'éléments minéraux ont été évalués au cours des 3 premières années après la plantation dans 2 plantations industrielles en Côte d'Ivoire aux conditions de sol contrastées. Sur les 2 sites, un dispositif expérimental composé d'un gradient de résidus d'abattage (de l'exportation totale à la double restitution) couplé à l'apport ou non de fertilisant a été mis en place sur 5 ha. Les résultats montrent que la restitution de résidus d'abattage a un effet positif sur le fonctionnement biogéochimique global de la plantation et qu'elle ne conduit pas à des pertes d'éléments importantes par érosion ou drainage profond. La croissance des arbres, l'accumulation d'éléments minéraux dans le peuplement, la santé du sol et les stocks d'éléments dans le sol sont améliorés dans un scénario de restitution complète des résidus d'abattage par rapport à un scénario sans restitution. La plante de couverture semée dans l'interligne constitue un compartiment essentiel dans le fonctionnement minéral et biologique du sol en début de cycle de plantation. A ce stade, un fort découplage entre l'offre et la demande d'éléments minéraux est observé : les besoins nutritionnels du peuplement d'hévéas sont faibles comparés à la quantité d'élément minéraux libérée par la décomposition des résidus d'abattage. Ainsi, la plante de couverture permet de conserver une partie des éléments minéraux issus de cette décomposition, en réduisant les pertes par érosion et par drainage profond, dans un cycle biologique très intense. Les bilans entrées-sorties d'éléments minéraux à l'échelle du sol sont positifs les 2 premières années dans le cas d'une restitution des résidus d'abattage, mais ils deviennent négatifs pour la plupart des éléments à partir de la 3^{ème} année de plantation, en raison principalement de l'augmentation des besoins du peuplement. Ce travail montre que la restitution de résidus d'abattage, combinée à l'installation d'une plante de couverture, est une pratique appropriée pour augmenter la productivité et la durabilité d'une plantation d'hévéas. La combinaison de ces 2 pratiques pourrait (1) contribuer à éviter la baisse de fertilité du sol liée aux cycles de replantations successifs observée sur certains sites tropicaux et (2) soutenir les besoins nutritionnels élevés du peuplement en début de cycle de plantation. Nos résultats pourraient être à la base du développement d'un modèle de type « bilan » pour aider le pilotage de la fertilisation.

Mots clés : hévéa, cycle biogéochimique, résidus d'abattage, fertilisation, bilan, santé du sol, Afrique.