



Mars
2019

RESPIRE - RECOLTE DES MENUS BOIS EN FORET

POTENTIEL, IMPACT, INDICATEURS ET
REMEDATION PAR EPANDAGE DE CENDRES



RAPPORT FINAL

ADEME



Agence de l'Environnement
et de la Maîtrise de l'Energie

En partenariat avec :



REMERCIEMENTS

Par ordre alphabétique de tous les participants au projet RESPIRE

*Jens Abildtrup (INRA), **Emila Akroume (INRA puis ONF RDI)**, Michaël Aubert (Univ. Rouen), Cyrille Bach (INRA), Thierry Berthe (Univ. Rouen), Nicolas Bilot (INRA puis GCF), Alain Bouvet (FCBA), Marc Buée (INRA), Matthieu Chauvat (Univ. Rouen), Christine Deleuze (ONF RDI), Philippe Dreyfus (ONF RDI), Guillaume Echevarria (Univ. Lorraine), **François Elie (Univ. Rouen)**, Laure Fauchery (INRA), Pilar Fuente (ONF RDI), Dominique Gérard (INRA), Damien Lauvin (ONF RDI), Jean-Michel Leban (INRA), Marine Leblanc (UCFF puis GCF), Valentin Leduc (Univ. Rouen), **François Maillard (INRA)**, Matthieu Normand (Univ. Rouen), Edouard Quibel (Univ. Rouen), Hanitra Rakotoarison (ONF RDI), Clark Raveloson (ONF RDI), Jean-Pierre Renaud (ONF RDI), Claudine Richter (ONF RDI), SanJoy Roy (INRA), Laurent Saint-André (INRA), Anne Stenger (INRA), Pauline Viaud (INRA), Lucie Vincenot (Univ. Rouen), et sans qui le réseau MOS n'aurait jamais existé :
Bernhard Zeller (INRA) !*

En gras les doctorant(e)s financés par d'autres bailleurs (Région, ANR, Ministère) mais travaillant à 100% sur le dispositif MOS et expérimentations en serres associées et contribuant fortement au projet RESPIRE.

CITATION DE CE RAPPORT

Saint-André L., Buée M., Aubert M., Richter C., Deleuze C., Rakotoarison H., Abildtrup J., Akroume, E., Bach C., Berthe T., Bilot N., Bouvet A., Chauvat M., Dreyfus P., Echevarria G., Elie F., Fauchery L., Fuente P., Gérard D., Lauvin D., Leban J.-M., Leblanc M., Leduc V., Maillard F., Normand M., Quibel E., Raveloson C., Renaud J.-P., Roy S.-J., Stenger A., Viaud P., Vincenot L., Zeller B. 2019. RESPIRE – Récolte des menus bois en forêt - Potentiel, Impact, Indicateurs et remédiations par épandage de cendres de bois. 111 p.

Cet ouvrage est disponible en ligne www.ademe.fr/mediatheque

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Ce document est diffusé par l'ADEME

20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 13-60-C0091

Projet de recherche coordonné par : Laurent SAINT-ANDRE
Appel à projet de recherche : REACCTIF

Coordination technique - ADEME : DEPARTE Alba et RIMBAUD
Audrey
Direction/Service : DPED/SFAB



TABLE DES MATIERES

Résumé.....	6
1. Contexte du projet.....	10
1.1. Contexte.....	10
1.2. Démarche générale.....	11
2. Méthodologie	13
2.1. Remarques préliminaires.....	13
2.2. Suivi des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols in-situ.....	14
2.2.1. Screening global	14
2.2.2. Fonctions microbiennes.....	16
2.2.2.1. Echantillonnage pour le sol et les racines fines	16
2.2.2.2. Abondance bactériennes et fongiques	16
2.2.2.3. Activités enzymatiques	17
2.2.2.4. Approche CLPP – Estimation du potentiel catabolique de substrats carbonés par les communautés microbiennes.....	17
2.2.2.5. Analyses statistiques	17
2.2.3.1. Echantillonnage	18
2.2.3.2. Respiration et Minéralisation potentielle des sols	18
2.2.3.3. Macrofaune.....	19
2.2.3.4. Mésofaune	19
2.2.3.5. Microfaune	20
2.2.3.6. Analyses statistiques	20
2.2.4. Croissance et propriétés du bois	21
2.2.4.1. Mesures des circonférences et des hauteurs, échantillonnage des carottes de bois 21	
2.2.4.2. Mesure des largeurs de cernes, de la densité du bois et des teneurs en éléments minéraux	22
2.2.4.3. Analyses statistiques	22
2.3. Suivi des propriétés physico-chimiques et biologiques ex-situ	23
2.3.1. Effets d'une application de cendres sur le fonctionnement biogéochimique d'un sol forestier	23
2.3.1.1. Dispositif en serre	23
2.3.1.2. Prélèvements et mesures réalisées	23
2.3.1.3. Analyses statistiques	24
2.3.2. Effets d'une application de cendres et d'un retrait total ou partiel des rémanents sur l'interface sol-végétation en contexte de sols forestiers acide et neutre	24
2.4. Evaluation socio-économique d'itinéraires avec récolte de menus-bois et recyclage de cendres	26
2.4.1. Analyse du gisement de cendres à l'échelle nationale	26
2.4.1.1. Quels types de cendres pour un usage forestier ?.....	26
2.4.1.2. Méthodes de travail	26



2.4.1.3.	Estimation à partir des BDD ONF et GCF	28
2.4.1.4.	Questionnaire d'enquête	29
2.4.2.	Bilan économique à l'échelle gestion	31
2.4.2.1.	Construction des itinéraires sylvicoles des essais du réseau MOS	32
2.4.2.2.	Raisonnement des quantités d'apports de cendres	32
2.4.2.3.	Bilan économique des différentes hypothèses avec ou non des hypothèses d'interaction des récoltes avec la fertilité	33
2.4.2.4.	Méthode basée sur le critère du bénéfice actualisé en séquence infinie (BASI)	35
2.4.2.5.	Données économiques	36
2.4.2.6.	Simulation coûts de traitement et épandage des cendres	38
2.4.2.7.	Analyse de sensibilité selon les changements de fertilité	39
2.4.3.	Acceptabilité de l'épandage de cendres par les gestionnaires privés	40
2.4.3.1.	Réalisation du questionnaire	40
2.4.3.2.	Construction de l'expérimentation de choix multiple	41
2.4.3.3.	Analyses statistiques	42
3.	Principaux résultats obtenus	43
3.1.	Evolution des propriétés physico-chimiques des sols <i>in situ</i>	43
3.1.1.	Approche spectrométrie infrarouge (NIRS)	43
3.1.1.1.	Suivi de la dynamique de la réponse aux traitements	43
3.1.2.	Minéralisation de l'azote	44
3.1.2.1.	Suivi temporaire des concentrations en N minéral des sols	44
3.1.3.	Stock de carbone dans le sol, taux de minéralisation et carbone microbien	46
3.2.	Evolution des propriétés biologiques des sols <i>in situ</i>	46
3.2.1.	Macrofaune du sol	46
3.2.1.1.	Suivi de la dynamique de réponse à la modalité la plus drastique (exportation de la litière et rémanents)	46
3.2.1.2.	Réponse à l'ensemble des modalités expérimentées dans le réseau MOS	48
3.2.1.2.1.	Réponse à l'exportation totale de la matière organique	48
3.2.1.2.2.	Réponse à l'exportation des rémanents sans compensation par ajout de cendres	49
3.2.1.2.3.	Réponse à l'exportation des rémanents avec compensation par ajout de cendres	52
3.2.2.	Mesofaune du sol	55
3.2.3.	Microfaune du sol	58
3.2.4.	Synthèse des résultats faune du sol	59
3.2.5.	Diversité, structure et fonctions microbiennes du sol	60
3.3.	Suivi des propriétés biologiques et physico-chimiques <i>ex situ</i>	64
3.3.3.	Effets d'une application de cendres sur le fonctionnement biogéochimique d'un sol forestier acide	64
3.3.3.1.	Croissance des arbres	64
3.3.3.2.	Evolution chimique des eaux gravitaires	65
3.3.3.2.1.	Le pH	65



3.3.1.2.2	<i>Evolution des concentrations en éléments majeurs</i>	67
3.3.1.2.3	<i>Evolution des concentrations en éléments mineurs</i>	67
3.3.1.2.4	<i>Interprétation</i>	68
3.3.1.2.5	<i>Risques de contamination par les Eléments Traces Métalliques</i>	69
3.3.4.	Effets d'une application de cendre et d'un retrait total ou partiel des rémanents sur l'interface sol-végétation en contexte de sols forestiers acide et neutre	69
3.3.2.1	Suivi des variables physico-chimiques	69
3.3.2.2.	Suivi des variables biologiques	70
3.4.	Croissance et propriétés du bois	73
3.4.1.	Dendrométrie	73
3.4.2.	Impact sur la largeur de cernes et la densité du bois	74
3.4.3.	Impact sur les teneurs en minéraux du bois et translocations	75
3.5.	Etude socio-économique	77
3.5.1.	Quel est le gisement de cendres de bois propre en France disponible pour une valorisation en forêt ?	77
3.5.1.1	Résultats des enquêtes auprès des chaufferies indépendantes	77
3.5.1.2	Estimation quantitative à partir des BDD	77
3.5.1.3	Hypothèses et données économiques pour les évaluations d'itinéraires de récolte de menus-bois avec compensation cendres	80
3.5.2	Quel est le bilan économique d'un système de récolte durable de menus-bois tenant compte de retours appropriés de cendres ?	83
3.5.2.1	Une forte variabilité initiale des sites MOS	83
3.5.2.2	Calcul des exportations associées aux itinéraires	84
3.5.2.3	Comparaison des données de simulation avec les pesées de biomasse réalisées sur le terrain	86
3.5.2.4	Calcul des apports de cendres pour compenser les exportations accrues de minéraux 87	
3.5.2.5	Premiers bilans économiques sans les apports de cendres	88
3.5.2.6	Prise en compte des retours de cendres dans le bilan économique et effet de différentes hypothèses de coûts	90
3.5.2.7	Hypothèse d'une rétroaction sur la fertilité des sites et réflexion sur la « gestion durable » 92	
3.5.3	Quel est l'acceptabilité sociale des propriétaires privés face à ces solutions ?	95
3.5.3.1	Taux de réponse	95
3.5.3.2	Caractéristiques de l'échantillon des 211 répondants	95
3.5.3.3	Propension à épandre des cendres en forêt et consentement à payer (CAP)	97
4.	Conclusion / Recommandations / Perspectives	101
	Références bibliographiques	105
	Index des tableaux et figures	109
	Sigles et acronymes	112
	ANNEXES	113



Résumé

Contexte : Dans le contexte énergétique actuel, les pouvoirs publics se sont engagés à réduire la consommation des énergies fossiles et à développer le marché des énergies renouvelables afin de diminuer les émissions de CO₂ et de faire face à la raréfaction des sources d'énergie fossile. La demande en bois-énergie, notamment de plaquettes forestières, est appelée à s'accroître dans les années à venir.

Objectifs : Le projet RESPIRE vise à (i) étudier l'impact d'un prélèvement accru des menus bois en forêt sur la matière organique du sol, la dynamique d'éléments nutritifs dans l'écosystème, la biodiversité du sol et les fonctions de cette diversité en lien avec la minéralisation de la matière organique ; (ii) étudier les mécanismes biophysiques de remédiation par les cendres de bois ; (iii) renseigner les politiques publiques en matière d'intensité de prélèvement, et ensuite de remédiation par les cendres issues de chaufferies de biomasse bois. Pour cela, le projet s'appuie sur des expérimentations *ex situ* en laboratoire et *in situ* avec un réseau de 12 parcelles permanentes de 2ha chacune sur la manipulation de matière organique des sols en forêt (Réseau MOS, chêne et hêtre), incluant un traitement extrême où le sol est mis à nu tous les ans par enlèvement des litières fraîches (de façon à borner les réponses de l'écosystème sans que cela ne soit envisagé pour la gestion).

Enjeux : L'identification à long terme des risques d'un prélèvement accru de menus bois sur le fonctionnement de l'écosystème ; l'identification des capacités de résilience des organismes du sol suite à la perturbation que représente l'exportation des menus bois ; la quantification du gain attendu, en termes économiques et écologiques, par l'épandage des cendres en forêt ; l'optimisation, incluant le coût des cendres, de la production en biomasse, des exports en minéralomasse ainsi que les répartitions entre menus bois et bois-fort sur des itinéraires complets de peuplement.

Résultats:

Dans le délai du suivi expérimental (36 mois), les impacts de l'exportation des menus bois sur les cycles biogéochimiques et les activités biologiques de l'exportation apparaissent progressivement et principalement sur l'activité biologique du sol. Ces résultats touchent tout ou partie du réseau MOS (certains résultats sont acquis à titre exploratoire sur quelques sites) avec :

- Sur les expériences en serre, le suivi des eaux gravitaires ne montre aucun enrichissement en éléments traces métalliques. Au bout de trois ans, la quantité de métaux lessivés dans les eaux est inférieure pour tous les sols amendés, même à forte dose, par rapport au témoin.
- In-situ, nous n'observons pas ou peu d'effets des traitements sur les propriétés du sol, même à 36 mois pour tous les traitements (excepté sur le C/N, la teneur en phosphore et la minéralisation potentielle du carbone qui sont en diminution sur le traitement sol nu);
- un impact significatif et négatif sur la croissance et la densité du bois pour le Hêtre sur le site de Darney pour le sol nu (à consolider sur les 5 autres sites hêtres du réseau)
- un impact significatif (diminution) sur les teneurs en minéraux dans le bois et un changement de stœchiométrie (en défaveur du phosphore et du soufre) pour le chêne et le hêtre sur les deux sites étudiés (respectivement Champenoux et Darney – à consolider sur les autres sites du réseau MOS)
- pour les dispositifs en hêtraie, une augmentation significative de la surface des racines fines de l'horizon 0-5 (sauf pour deux sites : Saint-Quirin et Darney) et de l'horizon 5-10 (en augmentation significative pour l'ensemble des 6 sites hêtres)
- un impact significatif du traitement sol nu (versus les autres) sur la diversité du sol dès 24 mois pour tous les sites (faune) et les Hêtraies (microorganismes);
- un impact également du traitement sol nu sur les fonctions microbiennes en hêtraies, avec une réduction particulièrement sensible dans l'horizon 0-5 de la capacité de métabolisation des substrats carbonés et azotés par les bactéries ainsi qu'une diminution de certaines activités de mobilisation d'azote et de phosphore des champignons en réponse au retrait de matière organique.

Ces résultats permettent de proposer des indicateurs précoces de la modification du fonctionnement des écosystèmes suite à l'exportation de matière organique (litière et menus bois), basés sur la macrofaune, la mésofaune, les cortèges microbiens (bactéries et champignons), les fonctions microbiennes et les bandes spectrales. Malheureusement, la très grande variabilité des organismes du sol en fonction des conditions pédoclimatiques ne permet pas de proposer des bio-indicateurs spécifiques fiables. Toutefois, à l'échelle de l'ensemble du réseau, pour la macrofaune, la classe des Chilopodes (Ordre des Geophilomorpha, Scolopendromorpha et Lithobiomorpha) a été identifiée comme potentielle source de bio-indicateurs. A une échelle plus restreinte (Nord-Est), les espèces *Lithobius borealis* et *Campodea fragilis* ont été identifiées comme des bio-indicateurs précoces des effets de l'exportation de la matière organique. En ce qui concerne la mésofaune, l'approche par metabarcoding a montré que des espèces



à réponse rapide et fiable aux pratiques de gestion étaient à rechercher au sein des groupes suivants : Acariens Oribates, Enchytréides et collemboles (e.g. l'espèce *Isotomiella minor*). Pour les champignons, une nette diminution du genre *Mortierella* dans les hêtraies en réponse à l'exportation de MO nécessite d'être validée dans d'autres peuplements, en particulier dans les chênaies. Cette validation est également nécessaire pour les organismes procaryotes qui montrent des changements de proportions relatives entre groupes oligotrophes et copiotrophes. Étonnamment, les Actinobacteria, qui jouent un rôle important dans la décomposition des matières organiques, sont significativement plus abondants dans les parcelles soumises au retrait de MO. Cette observation nécessite également d'être confortée sur d'autres peuplements, mais aussi dans le temps, car une telle augmentation ne pourrait être que transitoire.

D'une manière générale, les résultats montrent que la compensation minérale par apport de cendres ne contrecarre pas les effets négatifs de l'exportation de menus-bois sur la richesse spécifique de la faune voire appauvrit plus nettement les communautés de faune du sol. Elle semble cependant restaurer certains potentiels (ex minéralisation potentielle du C, et lixiviation des métaux lourds diminuée par une légère augmentation du pH des eaux de drainage).

Les estimations des gisements actuels varient entre 107 et 180 kt selon les bases de données utilisées sur les chaufferies existantes. D'après le CIBE (2017), 65% de ces cendres seraient valorisées par des épandages en agriculture. Les grandes chaufferies (>20MW) représentent 6% des effectifs mais produisent 49% des cendres. La ventilation de production de cendres par région montre une grande disparité mais avec quatre grands pôles (Grand-Est ; Nouvelle Aquitaine ; Normandie Hauts de France ; Auvergne Rhône Alpes). La superposition des cartes de sensibilité des sols à l'exportation de menus bois (projet ADEME INSENSE) avec les cartes ressources en cendres indique des zones d'intérêt potentiel pour des circuits courts de retour de cendres, en éventuelle compensation de prélèvements de menus bois ET/OU en restauration de fertilité de sols (sans qu'il y ait eu de prélèvements de menus bois). Les grandes zones se situent en Grand Est (Ardennes / Vosges), Normandie/Hauts de France, et Nouvelle Aquitaine.

Les simulations complètes réalisées sur 6 sites de hêtre et 3 sites de chêne indiquent, dans les conditions actuelles de prix du bois-énergie, qu'il y a peu d'intérêt économique pour les propriétaires pour des itinéraires avec récolte de menus bois, même partielle (à la première éclaircie et à la coupe finale), incluant une compensation éventuelle par des cendres qui maintiendrait la productivité des peuplements. L'intérêt des récoltes de bois énergie avec menus bois reste en premier lieu d'ordre sylvicole pour permettre la réalisation des premières éclaircies en opération blanche ou légèrement positive ou de nettoyer les parterres de coupes des gros houppiers feuillus pour les régénérations. Cet intérêt est renforcé par la diminution constatée de l'affouage et des cessions. Ce résultat est en cohérence avec une enquête qui indique que 87 % des 211 propriétaires forestiers interrogés se sont déclarés prêts à épandre les cendres, si à l'avenir les conditions techniques, économiques et réglementaires le permettent. Ceux-ci montrent un consentement à payer (CAP) pour les cendres lorsque le recyclage de celles-ci évite une perte de fertilité, de 187 €/ha/révolution. L'enquête montre également que le CAP augmente avec un impact positif espéré sur la productivité et avec l'hypothèse d'une filière en circuit court des cendres. Si la production de bois augmente de 10% au cours d'une révolution, la volonté de payer augmente d'environ 100 €/ha/révolution. Si le circuit des cendres est court, le CAP augmente d'environ 49 €/ha/révolution. Les résultats obtenus en terme de CAP pour les propriétaires sont néanmoins en-deçà des coûts estimés d'épandage de cendres issus des différents scénarios simulés sur les sites MOS (de 350 jusqu'à 1400 €/ha/révolution).

Perspectives : Les chaînes d'outils étant en place, il est maintenant possible d'explorer des options de simulations complémentaires, notamment avec des itinéraires permettant de suivre les préconisations du guide Gerboise pour les sols sensibles (pas de récolte de menus-bois, réalisation de la première éclaircie au stade prévu dans les guides sylvicoles mais dans un cadre de travaux sylvicoles (soit un coût additionnel à prendre en compte dans l'itinéraire), avec abandon des arbres sur coupe). Cet itinéraire serait à comparer aux itinéraires de *Respire*, avec impact sur la productivité ou apport de cendres en compensation. Cette chaîne de modélisation reste cependant à affiner pour prendre en compte les effets sites sur les estimations des exports en minéralomasse, des hypothèses de perte de fertilité en continu, qui pourrait arriver après la première récolte de menus-bois, d'explorer d'autres intensités de prélèvements des menus bois suite aux résultats du projet Gerboise. Concernant le fonctionnement des écosystèmes, il s'agira de conforter sur le moyen terme, la robustesse des indicateurs de dysfonctionnement en cas d'exportation accrue de biomasse et des indicateurs de restauration de la résilience via l'apport des cendres. Les résultats principaux ont été obtenus sur le traitement drastique (sol nu), et seul le suivi à moyen et long terme permettra de répondre



correctement à l'impact des prélèvements accrus de menus bois sur la production et plus généralement le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

Le projet RESPIRE a pour la première fois permis d'effectuer une synthèse croisée des résultats (techniques, économiques, environnementaux, sociétaux), et même si les résultats obtenus doivent être consolidés, ils constituent une première base pour les gestionnaires forestiers publics et privés. Ils indiquent également qu'un retour des cendres de bois en forêt permettrait d'une part de restaurer certaines fonctions du sol, et d'autre part de stopper les transferts de fertilité actuels (forêts vers terres agricoles), avec un consentement à payer des propriétaires significatif, mais encore insuffisant par rapport au coût estimé de ces épandages, sans mécanisme financier de soutien.

Abstract

Background: In order to reduce CO₂ emissions and address the scarcity of fossil fuels, the French government committed to reduce fossil fuel consumption and to develop the renewable energy market. Demand for wood energy, especially wood chips, is expected to increase continuously in the coming years.

Objectives: The RESPIRE project aims (i) to study the impact of harvesting small branches ($\varnothing < 7$ cm) and foliage on soil properties, soil organic matter stocks and properties, nutrient dynamics and the soil biodiversity related to the mineralization of organic matter; (ii) to study the biophysical mechanisms of remediation by wood ash; (iii) inform public policies regarding harvest intensity, and then remediation by ashes from wood biomass boilers. For this, the project relies on *ex situ* experiments in the laboratory and *in situ* treatments applied to a network of 12 experimental sites of 2ha each. This network (MOS) focalize on the removal of harvest residues in oak and beech forests, including an extreme treatment where the fresh litter is removed once every year (thus to push forward the ecosystem responses although this option is not considered for current forest management).

Challenges: Evaluation of the environmental risks of an increased harvest of small woods on ecosystem functioning; identification of the resilience capacities of soil organisms following the disruption of the harvest residue supply chain; quantification of the expected gain, in economic and ecological terms, by the distribution of ashes in the forest; optimization, including the cost of ashes production and spreading, on biomass production, nutrient exports and the distribution of wood and small branches over complete silvicultural itineraries (one revolution).

Results: At the experimental sites (36 months), the impacts of the export of small branches and eventually foliage on the biogeochemical cycles and the biological activities appeared progressively but with a stronger impact on the biological component (fauna, fungi, bacteria). The following results were obtained at all or at some of the MOS network sites (indeed some results are acquired for exploratory purposes on a few sites) with:

- In the greenhouse experiments, the monitoring of gravity waters shows no enrichment in metallic trace elements. After three years, the amount of leached metals in the water is lower for all amended soils, even at high doses, compared to the control.
- In-situ, we observed little or no effects of treatments on soil properties, even at 36 months for all treatments (except for C / N, phosphorus content and potential mineralization of carbon which are decreasing on bare soil treatment);
- a significant and negative impact on wood growth and density for beech at the Darney site for bare soil (to be consolidated on the 5 other beech sites in the network)
- a significant impact (decrease) on the mineral nutrient content in the wood and a change in stoichiometry (to the detriment of phosphorus and sulfur) for oak and beech on the two sites studied (respectively Champenoux and Darney - to be consolidated on the other MOS network sites)
- for beech tree sites, a significant increase in fine roots in the 0-5 horizon (except for Saint-Quirin and Darney sites) and the 5-10 horizon (significantly increasing for all 6 beech sites)
- a significant impact of bare soil treatment (versus others) on faunal diversity (emerging after 24 months) at all sites while the diversity of fungi and bacteria was impacted only at the beech sites;
- an impact of the bare soil treatment on microbial functions in all beech forest sites, with a significant reduction of the metabolic capacity of bacteria (carbon and nitrogen substrates) in the 0-5 horizon as well as a decrease in mobilization activities of fungi (nitrogen and phosphorus)

These results make it possible to suggest early indicators of changes in the functioning of ecosystems following the export of organic matter (small branches, leaf litter) based on macrofauna, mesofauna, microbial processions (bacteria and fungi), microbial functions and the infrared spectral bands . Unfortunately, the great variability of soil organisms according to pedoclimatic conditions does not allow to propose reliable specific bioindicators. However, at the scale of the whole network, for macrofauna, the



class of Chilopods (Order of Geophilomorpha, Scolopendromorpha and Lithobiomorpha) has been identified as a potential source of bioindicators. On a smaller scale (North-East), the species *Lithobius borealis* and *Campodea fragilis* have been identified as early bioindicators of the effects of the export of organic matter. With regard to mesofauna, the metabarcoding approach showed that species with rapid and reliable response to management practices were to be found in the following groups: Oribata mites, Enchymerides and Collembola (eg *Isotomiella minor*). For fungi, a significant reduction in the genus *Mortierella* in beech forests in response to the export of OM requires validation in other stands, particularly in oak forests. This validation is also necessary for prokaryotic organisms that show changes in relative proportions between oligotrophic and copiotrophic groups. Surprisingly, Actinobacteria, which play an important role in the decomposition of organic matter, are significantly more abundant in plots subject to MO removal. This observation also needs to be supported on other stands, but also over time, because such an increase could only be transient.

In general, the results show that ash-based mineral compensation does not counteract the negative effects of nutrient export on the species richness of the fauna or even more significantly impoverishes the faunal communities of the soil. However, it seems to restore some potentials (e.g. mineralization of C, and leaching of heavy metals decreased by a slight increase in the pH of the drainage water).

Estimates of ashes production in France vary between 107 and 180 kt according to the databases used on existing energy plants. According to the CIBE (2017), 65% of this ash would be supplied to agriculture. The large energy plants (> 20 MW) represent 6% of the workforce but produce 49% of the ashes. The ventilation of ash production by region shows a great disparity but with four major poles (Grand-Est, Nouvelle Aquitaine, Normandie, Hauts de France, Auvergne Rhône Alpes). The superimposition of soil sensitivity maps for the export of small branches (ADEME INSENSE project) with the ash resource maps indicates areas of potential interest for ash return circuits, possibly for the compensation of nutrient exports and/or the restoration of soil fertility (without the removal of small wood samples). The main zones are located in Grand Est (Ardennes / Vosges), Normandy / Hauts de France, and New Aquitaine.

Complete economic simulations carried out on 6 beech sites and 3 oak sites indicates, under the current conditions of wood energy prices, that there is little economic interest for the owners forest management with harvesting of small branches, even partial (at the first thinning and final cut), including possible ash compensation that would maintain stand productivity. The interest of the harvest of wood energy with small branches remains primarily of silvicultural order to allow the realization of the first thinning in neutral or slightly positive operation or to clean the last harvesting for the regeneration facilitations. This interest is reinforced by the observed decrease in demand by citizens to undertake their rights to harvest fire wood in the vicinity of their municipality. This result is consistent with a survey which indicates that 87% of the 211 forest owners declared themselves ready to spread wood ashes, if in the future the technical, economic and policy conditions allow it. These show a willingness to pay (CAP) for ashes when the recycling of these avoids a loss of fertility, 187 € / ha / revolution. The survey also shows that the CAP increases with a hoped-for positive impact on productivity and with the hypothesis of a short-circuit recycling of ashes. If wood production increases by 10% during a revolution, the willingness to pay increases by about 100 € / ha / revolution. If the ash circuit is short, the CAP increases by about 49 € / ha / revolution. The results obtained in terms of CAP for the owners are nevertheless below the estimated ash spreading costs resulting from the different scenarios simulated on the MOS sites (from 350 to 1500 € // ha / revolution).

Perspectives: As tool chains are in now place and functional, it is yet possible to explore additional simulation options, especially of silvicultural management designed to follow the recommendations of the GERBOISE guide for sensitive soils (no harvest of small branches, from the first thinning, with trees left on the ground). The simulations would be compared to those of RESPIRE, to compute the impact on productivity or compensation by ash application. However, this modeling chain needs to be refined to take into account site effects on nutrient estimates, as hypotheses of continuous losses of fertility, which could occur after the first harvest of small branches, to explore others intensities of wood harvesting following the results of the GERBOISE project. Concerning the functioning of the ecosystems, it will be important to reinforce in the medium-term time scale, the robustness of the indicators of dysfunction of increased biomass exports and the indicators of restoration of the resilience via the ash spreading. The main results were obtained on the most drastic treatment (bare soil), and only medium and long-term monitoring will make it possible to answer correctly to the impact of an increased harvesting of small branches and foliage (leaf litter) on the production and more generally the functioning of the forest ecosystems.

The RESPIRE project had for the first-time enabled a cross-synthesis of results (technical, economic, environmental, societal), and even if the results obtained must be consolidated, they constitute a first base for public and private forest managers decisions. They also indicate that a return of wood ash to the forest would, on the one hand, restore certain soil functions, and on the other hand halt current fertility transfers



(forests to agricultural land), with a willingness to pay significant of forest owners and managers, but still insufficient compared to the estimated cost of these spreads, without a financial mechanism of support.

1. Contexte du projet

1.1. Contexte

Dans le contexte énergétique actuel, les pouvoirs publics s'engagent à réduire la consommation des énergies fossiles et à développer le marché des énergies renouvelables afin de diminuer les émissions de CO₂ et de faire face à la raréfaction des sources d'énergie fossile. La Loi sur la transition énergétique pour la croissance verte (LTECV, 2016) prévoit de porter la part des énergies renouvelables à 38% dans la consommation finale de chaleur à horizon 2030. Cette loi fait suite au rapport ADEME 2013 (Contribution de l'ADEME à l'élaboration de visions énergétiques 2030-2050 – Synthèse) qui visait 35 % d'énergies renouvelables dans le mix – énergétique à l'horizon 2030 ; et pour le mix-chaleur, la biomasse sera la principale filière contributrice puisqu'elle devra représenter près de 45 %. Ceci passe par un objectif d'augmentation de la récolte de bois et l'étude prospective de l'ADEME 2013 annonce une augmentation de 37 Mm³/an en 2030. L'objectif est d'atteindre au final un taux de prélèvement de l'accroissement biologique de 75%.

La demande en bois-énergie est donc appelée à s'accroître dans les années à venir. Pour y répondre, deux stratégies majeures sont possibles. D'une part l'augmentation de la production de bois énergie, par exemple via une augmentation des surfaces cultivées en taillis à courte ou très courte rotation en particulier sur les forêts récentes issues de la déprise agricole. D'autre part une mobilisation accrue de biomasse déjà présente en forêt, usuellement restituée à l'écosystème. Concrètement, il s'agit d'un prélèvement accru des rémanents d'exploitation (bois laissés sur les parterres de coupe) soit par récolte *a posteriori*, soit via le prélèvement d'arbres plus jeunes (raccourcissement des rotations), houppiers inclus, limitant alors la génération de ces rémanents. Un rapide panorama de la ressource forestière montre que 12 essences regroupent 80% du volume sur pied et 6 d'entre elles, le pin maritime, le pin sylvestre, le hêtre, le douglas et le chêne (sessile et pédonculé) représentent à elles seules 49% du volume (IGN, 2012). Ce sont ces essences qui seront directement ciblées par l'exploitation des rémanents (menus bois, branches, souches, incluant potentiellement le feuillage) en plus des prélèvements de bois d'œuvre et de bois d'industrie.

Les impacts d'une telle intensification des prélèvements ont fait l'objet d'une étude bibliographique menée par l'ADEME et le Gip-Ecofor (ResoBio, Achat et al. 2013), en incluant notamment les essences mentionnées. Celle-ci montre une modification du fonctionnement des écosystèmes d'autant plus forte que le prélèvement est intensif (en particulier lorsque les feuilles sont exportées). En parallèle, les écosystèmes forestiers sont soumis aux évolutions globales du climat sur le long terme (Dale et al. 2001; Ciais et al. 2005 ; van Mantgem et al. 2009 ; Zimmerman et al. 2009; Pautasso et al 2010 ; Siedl et al. 2011) ainsi qu'à un accroissement du nombre et de l'intensité des aléas (e.g. sécheresses, tempêtes) qui ont influencé, ou vont modifier leur production (ex: changements de productivité, Badeau et al. 1995 ; Spiecker et al. 1996 ; Dhôte and Hervé 2000 ; Bontemps et al. 2010, 2011, 2012 ; Charru et al. 2010), leur biodiversité (Lenoir et al. 2008 ; Bertrand et al. 2011) et leur capacité à se renouveler (Lenoir et al. 2009 ; Choat et al. 2012).

L'impact de l'intensification des récoltes doit donc se raisonner dans ce contexte des changements climatiques, dans la mesure où la combinaison des stress peut conduire à la non pérennité des peuplements du fait des interactions entre les cycles biogéochimiques. La remédiation revêt alors une importance cruciale pour (i) compenser les exports en nutriments liés à l'exploitation des rémanents et (ii) aider les peuplements à affronter les aléas climatiques. Cette remédiation peut prendre plusieurs formes : fertilisation, amendement, épandage de boues d'épuration, et épandage de cendres. Si la première paraît être la plus évidente, elle n'en demeure pas moins la moins durable du fait de l'augmentation forte des prix des engrais azotés et phosphorés (www.fertidirect.fr, www.insee.fr, <http://www.ers.usda.gov/Data/FertilizerUse>, http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/AE2030_9-02_pagessimples_versionimprimable.pdf) et de la baisse probable des ressources en phosphore (<http://www.nhm.ac.uk/research-curation/projects>). Dans tous les cas, une solution privilégiant des circuits locaux et un recyclage de la ressource présentera un avantage considérable en termes de bilan gaz à effet de serre, et probablement de bilan financier.



Tout l'enjeu des recherches à venir sera de définir les modalités pour atteindre au mieux les objectifs fixés par la demande, tout en s'appuyant sur les processus naturels, pour préciser (i) dans quels cas le prélèvement en bois peut se faire sans risque, (ii) comment remédier aux impacts environnementaux lorsque ceux-ci mettent en péril la durabilité des écosystèmes forestiers, (iii) quelle faisabilité économique pour les solutions proposées (organisation des acteurs, identification des impacts et des types de coûts liés à l'utilisation des cendres sur les sols forestiers incluant leur conditionnement préalable avant épandage (ex cendres sous forme de granulés, comparées aux cendres seules ou aux cendres humidifiées mélangées avec de la dolomie) et les coûts de logistique (stockage, traitement, épandage, transport) - circuit long ou locaux - compatibilité avec les filières de recyclage agricole etc.)

Dans ce cadre, les objectifs du projet **RESPIRE** ont été :

- D'étudier l'impact d'un prélèvement accru des menus bois (tels que définis dans l'introduction) sur la matière organique du sol, la dynamique d'éléments nutritifs dans l'écosystème, la biodiversité du sol et les fonctions de cette diversité en lien avec la minéralisation de la matière organique ;
- De tester l'hypothèse d'un effet de seuil selon l'intensité de prélèvement, l'essence ou le contexte pédo-climatique pour être en mesure de proposer de potentiels indicateurs biologiques de risques et des limites à ne pas franchir si elles existent (modalité sol-nu dans le dispositif pour étendre à son maximum la gamme de réponses, plusieurs essences phares testées : chênes, hêtre, douglas et gradient de vulnérabilité aux changements climatiques pour chaque essence) ;
- D'étudier les mécanismes biophysiques de remédiation par les cendres (impact sur les cycles des éléments majeurs et traces, dont les métaux lourds ; impact sur la faune du sol), et dans quelle mesure ils permettent de restaurer les fonctions altérées par le prélèvement des rémanents ;
- De renseigner les politiques publiques en matière d'intensité de prélèvement, et ensuite de remédiation par les cendres (gisements, forme d'épandage, impact sur l'environnement, faisabilité économique, acceptabilité par les gestionnaires et plus généralement, la société).

1.2. Démarche générale

Le projet **RESPIRE** a porté sur l'analyse des impacts à court terme (de 0 à 36 mois) d'un prélèvement accru de rémanents sur ces peuplements et de solutions de remédiations par l'épandage de cendres selon quatre volets (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.** 1).



Matériel et méthodes

Dispositif(s), terrain(s) d'étude

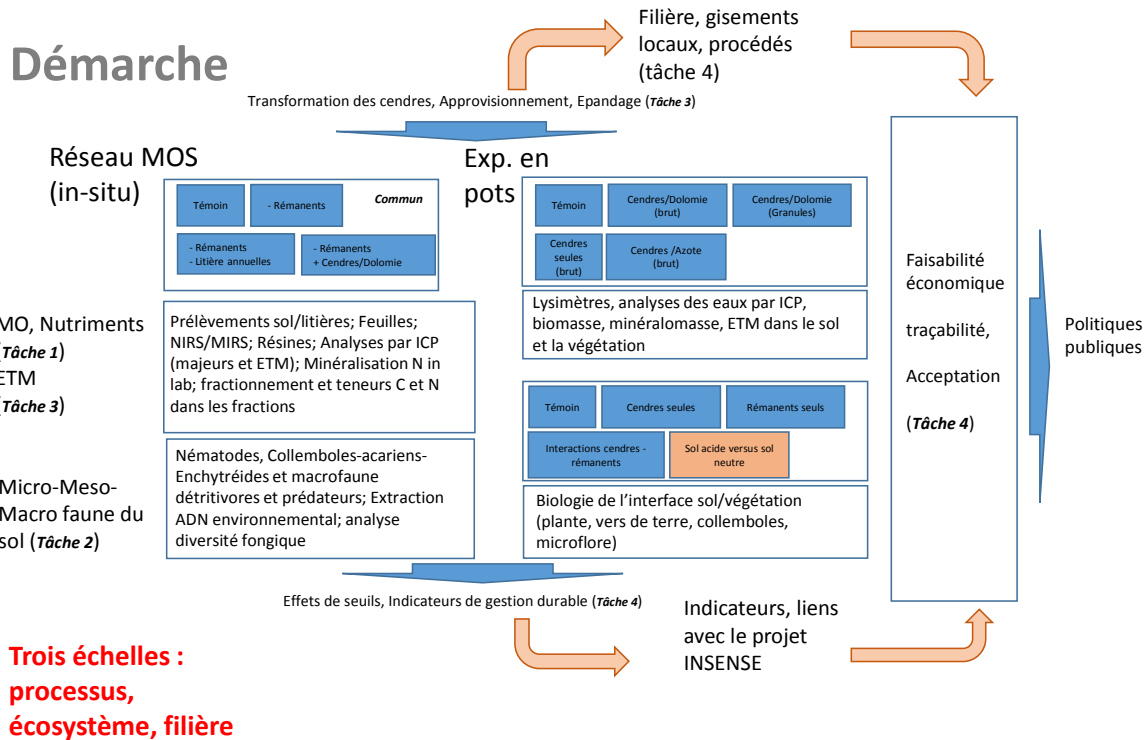


Figure 1 : Démarche adoptée dans le projet RESPIRE. Il s'appuie sur le réseau MOS pour les évaluations des impacts in-situ (de prélèvement accru et de remédiation) et ex-situ (en serre pour mieux préciser certains processus). Les dispositifs en serre ont été installés à l'INRA, centre Grand-Est Nancy pour la thématique Nutriments et ETM, ainsi qu'à l'université de Rouen pour la thématique méso-macro faune-plantes.

Le premier volet (tâche 1) a porté sur les interactions entre les grands cycles biogéochimiques (cycles de l'azote et du carbone) des sols forestiers en se focalisant sur la litière et sur les horizons organiques, compartiments où se localisent une part essentielle des cycles biologiques et donc de la durabilité des écosystèmes.

Le second volet (tâche 2) du projet s'est intéressé à l'impact de ces pratiques sylvicoles intensives sur la biodiversité de ces sols forestiers et les fonctions portées par ces organismes: macrofaune, mésofaune, microfaune, assemblages d'espèces fongique et bactériennes. Cette analyse de la diversité spécifique et fonctionnelle, couplée à celle des cycles géochimiques, permettra d'avoir un panorama global de l'effet de l'intensification des pratiques sur le niveau de la chimie des sols et des acteurs majeurs de la dégradation et de l'assimilation de la matière organique.

Le troisième volet (tâche 3) a porté sur la remédiation par les cendres, avec la dynamique de libération des éléments minéraux selon la forme d'épandage (granulés cendre-dolomie ou dispersion conjointe des cendres et de la dolomie broyée) avec l'étude de l'impact, *in situ*, d'un tel épandage sur la biologie du sol et la dynamique des métaux lourds dans l'écosystème.

Le quatrième volet (tâche 4) a porté sur une analyse technico-économique des gisements de cendres à l'échelle nationale, une analyse coûts- bénéfiques des cendres dans les itinéraires sylvicoles, et enfin une analyse de l'acceptabilité de retour des cendres en forêt.

Le projet s'est appuyé sur deux types de dispositifs (figure 1). D'une part, les expériences en pot pour apporter des précisions sur les processus modifiés par l'apport de cendres en interaction avec les niveaux de biomasse laissés au sol, et d'autre part sur la mise en place et le suivi d'un réseau in-situ de 12 placettes permanentes de 2ha chacune (réseau MOS – Matières Organiques des Sols) sur la



manipulation de la matière organique des sols, mis en place par l'INRA sur fonds propres (BEF et IaM). Ce réseau est installé en collaboration avec l'ONF et la forêt privée et est intégré dans l'infrastructure Nationale IN-SYLVA. Il est décrit sur le site WEB (<https://www6.inra.fr/in-sylva-france/Services/IN-Situ/Reseau-MOS-Manipulation-de-la-matiere-organique-du-sol>) et porte sur trois des 6 essences précitées (chênes sessile et pédonculé, douglas, hêtre) le long d'un gradient de vulnérabilité des essences aux changements climatiques (combinaison climat-sol). Une quatrième essence avait été envisagée (Douglas) mais le temps de mise en place des parcelles (70 à 100 hommes/jours pour l'installation et 15 hommes/jours pour le maintien annuel) n'a pas permis d'inclure le Douglas dans le projet RESPIRE même si les parcelles ont été installées durant la durée du projet. La description des sites Chêne et Hêtre du réseau MOS, concernés par le projet RESPIRE sont données par Akroume et al. 2016.

Le réseau MOS inclut comme modalités, en plus du prélèvement des rémanents, une modalité sol-nu pour pousser les écosystèmes à des dysfonctionnements majeurs, et une modalité remédiation au prélèvement des rémanents par apport d'éléments minéraux sous forme de cendres. Les modalités sont répétées 3 fois sur chaque site, chaque répétition faisant environ 40 m x 40 m. Une description de la méthodologie pour mettre en place les traitements sur chaque site est donné par Akroume et al. 2016. Ce réseau a été raisonné en fonction du contexte scientifique et technique actuel et vient compléter les grands réseaux existants à l'échelle internationale: Le réseau scandinave (Finlande - Suède – Norvège) en forêt boréale (Helmisaari et al. 2011 – environ 40 ans de recul), le LTSP (Long Term Site Productivity) des Etats unis d'Amérique et du Canada (Ponder et al. 2012 – 10 à 15 ans de recul) couvrant les peuplements en zone tempérée et boréale et enfin le réseau CIFOR en milieu tropical (Nambiar 2008 – 20 ans de recul). Ces réseaux portent sur la manipulation des résidus d'exploitation avant plantation et comportent, pour certains sites, des modalités de remédiation avec de la fertilisation ou de l'amendement. Les réseaux LTSP et CIFOR comportent en outre une modalité « sol-nu » et le LTSP des modalités relatives à l'intensité de tassement du sol. Le nouveau dispositif MOS se distingue de ces trois grands réseaux par (i) un double gradient sol-climat à l'échelle de la France de façon à couvrir un niveau croissant de vulnérabilité des essences de production aux changements climatiques ; (ii) sa mise en place sur des peuplements d'âge de 15 à 50 ans selon les essences de façon à se placer une dizaine d'année avant l'accroissement maximum en volume et être en mesure de suivre les effets des traitements sur 20 ans, soit 10 ans après cet accroissement maximum ; (iii) et enfin, sa modalité de remédiation qui porte sur un épandage des cendres (encore non testé sur un réseau de cette ampleur). Le fait de se placer une dizaine d'années avant l'accroissement maximum en volume répond d'une part à un objectif sylvicole (premières éclaircies, souvent non rentables) et d'autre part, c'est la période où les peuplements forestiers prélèvent dans le sol (et où les processus de translocation des éléments minéraux couvrent une faible partie des besoins des arbres) et ils répondent aux exportations/fertilisations.

Outre les moyens analytiques et humains des laboratoires et organismes impliqués, RESPIRE a bénéficié du support logistique et analytique de la plateforme mobile d'observation et d'expérimentation des écosystèmes terrestres (M-POETE) de l'infrastructure nationale en Biologie ANAEE-Fr et du laboratoire de biogéochimie de l'infrastructure IN-SYLVA. L'analyse de la diversité microbienne s'est appuyée, quant à elle, sur la plateforme d'Ecogénomique du Labex ARBRE pour les approches de biologie moléculaire et les traitements bioinformatiques.

2. Méthodologie

2.1. Remarques préliminaires

Compte tenu de l'investissement humain nécessaire pour la mise en place des sites (cf ci-dessus), ces derniers ont été installés progressivement sur 3 ans (Tableau 1). Cela implique que certains sites sont plus « anciens » que d'autres et la distinction est faite, soit lors de l'échantillonnage, soit lors de l'interprétation des résultats sur les effets (ou non) des traitements sur les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols.

Tableau 1 - *Dates des principaux travaux sur les sites du réseau MOS*



	2012		2013		2014					2015					2016					2017					2018															
	sep	oct	nov	dec	jan	feb	mar	avr	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	dec	jan	feb	mar	avr	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	dec	jan	feb	mar	avr	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	dec
Champenoux	I		X																																					
Reichshoffen	I																																							
Complègne Chêne	I				X																																			
Complègne Hêtre	I					X																																		
Darney	I				X																																			
Verrière-du-Grosbois	I					X	X																																	
Ban d'Harol	I					X	X																																	
St Quirin	I										X																													
Gaillefontaine	I											X																												
Fontainebleau	I												X																											
Tronçais	I																																							
Grosbois	I																																							

I Caractérisation initiale des sites
 X Mise en place des traitements
 E Entretien (balayage de la litière)
 C Epanchage de Cendres

Par ailleurs, pour réussir le challenge économique du suivi du réseau MOS ainsi que celui, relié, du projet RESPIRE, nous avons systématisé une approche adaptative à double détente : un screening rapide et systématique des parcelles via la spectrométrie infra-rouge (moyen et proche infra-rouge), et une mesure ciblée (biologie, propriétés physico-chimiques du sol) sur celles présentant les changements les plus marquants en plus des zones témoins ; le point zéro (échantillonnage systématique tous les 20m, déjà réalisé, cf ci-après) étant d'une importance majeure pour détecter ces changements, ainsi que les expérimentations en pot (changer éventuellement les dates de prélèvement *in situ*, en fonction des résultats en pépinière). Par ailleurs, pour l'impact sur la biologie du sol, les approches de métagénomique par séquençage haut débit, bien que très coûteuses, ont été utilisées pour la microflore (bactéries et champignons) et la mésofaune via des co-financements que nous avons pu obtenir pendant la durée du projet (notamment du LABEX ARBRE, et de la région Normandie – Grand réseau de Recherche TERA/SCALE).

L'ensemble des mesures réalisées ex-situ et in-situ sont synthétisées dans le tableau ANNEXES

Tableau 35 (Annexes)

2.2. Suivi des propriétés physico-chimiques et biologiques des sols in-situ

2.2.1. Screening global

A la mise en place des sites et des traitements, un point de prélèvement de sol a été effectué tous les 20 m à trois profondeurs (0-5, 5-10 et 10-20 cm), soit 210 échantillons. Puis, et dans l'objectif de maintenir l'intégrité des sites sur 30 ans tout en prélevant des échantillons de sol et de litières pour le suivi annuel des propriétés physico-chimiques, un plan de prélèvement a été fixé pour la majorité des opérations *in situ* (Figure 2). A raison de 5 prélèvements par bloc (3), traitements (4) et profondeurs (3), le nombre d'échantillons annuel est de 180. Les dernières mesures utilisées dans le projet RESPIRE sont effectuées à 36 mois.



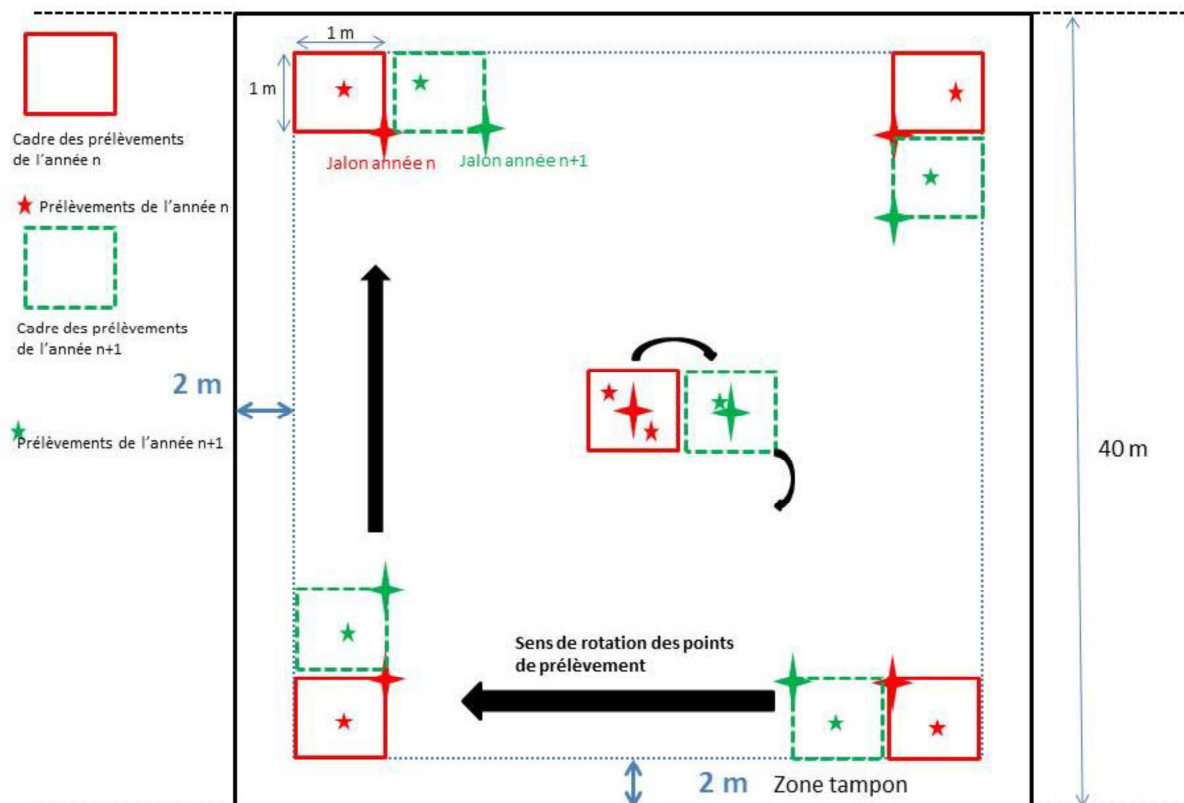


Figure 2 - Harmonisation des prélèvements de litière et de sols sur les sites du réseau MOS. Pour chaque placette de 40m x 40m, une zone tampon de 2 m est délimitée sur le pourtour, puis à raison de 5 zones de prélèvement par placette, un carré de 1m x 1m est délimité dans lequel tous les prélèvements de l'année sont effectués. Les carrés sont matérialisés par un jalon situé au coin le plus proche du centre de la placette. A l'année suivante (n+1), les carrés sont disposés en suivant une rotation dans le sens des aiguilles d'une montre.

Les prélèvements sont ensuite homogénéisés et tamisés à 4mm. Lors de la mise en place des traitements, les échantillons ont été broyés, puis séchés à 30° et mesurés en spectrométrie moyen-infrarouge (fréquences : 5000 à 550 cm^{-1}) et proche-infrarouge (fréquences : 9997 à 2200 cm^{-1}) avec un Vertex 70 (NIR-MIR-MCT, Bruker Corporation, Billerica, MA, USA). Pour les prélèvements annuels, les échantillons de sol ont été tamisés à 4mm également mais ils sont mesurés non broyés en spectrométrie infrarouge avec un Tango (FT-NIR, Bruker Corporation, Billerica, MA, USA) pour permettre de passer plus d'échantillons (cf Bikindou et al. 2012 qui montre la capacité prédictive des mesures infrarouge sur sols non broyés). Les spectres sont ensuite analysés par ACP (analyses en composantes principales) et une chaîne de traitement a été élaborée (

Figure 51) pour permettre de comparer des spectres entre deux groupes ou deux traitements. Cette chaîne est incluse dans le logiciel R2IR développé par l'unité BEF (INRA).

Les analyses en éléments minéraux (CEC, pHeau, pHKCl ; éléments échangeables : Ca, K, Mg, Na, Mn, Al, Fe ; Phosphore par la méthode Duchaufour, carbone et azote par combustion) ont été effectuées seulement au stade initial au laboratoire INRA d'Arras ou sur la plateforme d'écologie fonctionnelle à Nancy (détails sur les méthodes de mesure donnés par Akroume et al. 2016). Les années suivantes, seules les teneurs en C, N minéral, ainsi que le potentiel de minéralisation du carbone et de nitrification ont été effectuées compte tenu du fait que seule la matière organique du sol était manipulée.

Pour la nitrification potentielle, les 5 échantillons du sol par placette de 40m x 40m ont été regroupés pour chacune de trois profondeurs (n= 12 éch. 0-5 cm, 12 éch. 5-10 cm et 12 éch. 10-20 cm). Puis, les concentrations en ammonium et nitrate ont été mesurées par extraction de 40 g de sol dans 200 ml d'une solution de K_2SO_4 0.5M (36 échantillons par site et par date). S'y ajoutent de mesures de la biomasse microbienne par la méthode de fumigation extraction. Le potentiel net de minéralisation

(PNM) et le potentiel net de nitrification (PNN) ont été mesurés dans des sols 0 – 5 cm incubés dans des conditions standardisés (60 WHC, 20°C) pendant 4 semaines.

2.2.2. Fonctions microbiennes

2.2.2.1. Echantillonnage pour le sol et les racines fines

Pour le suivi des fonctions microbiennes, qui pourraient être affectées, un échantillonnage spécifique a été réalisé sur les 6 sites « hêtre » du réseau MOS en se focalisant sur le traitement sol nu qui est comparé au témoin. En effet, compte tenu des résultats obtenus antérieurement sur la relation richesse spécifique des communautés fongiques et climat (Akroume, 2016), les six dispositifs « hêtre » ont été privilégiés, car ils sont distribués sur un gradient de précipitations beaucoup plus large que celui constitué par les sites en chênaies. Pour minimiser les effets induits par l'hétérogénéité du terrain, ont été sélectionnés des blocs sur lesquels le témoin et le traitement sol nu sont adjacents (Figure 3) et sans différence statistique au moment de l'installation du site (voir Akroume et al. 2016, basée sur la spectrométrie infrarouge du sol et des caractéristiques des peuplements).

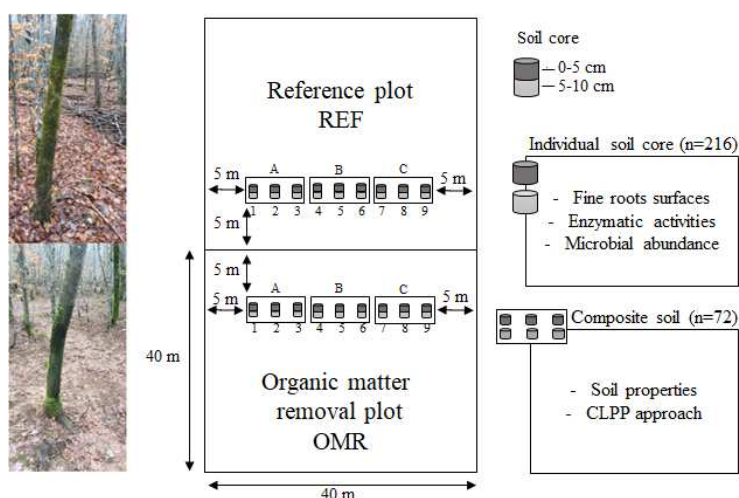


Figure 3 - Plan d'échantillonnage spécifique pour les fonctions microbiennes. REF correspond au témoin et OMR correspond au traitement sol nu, où les branches et les litières au sol sont évacuées tous les ans (cf tableau 1). CLPP ou community-level physiological profiles rend compte du potentiel catabolique des communautés microbiennes. Les prélèvements 1 à 9 correspondent aux carottes de sol individuelles et A à C aux échantillons composites.

En septembre 2016, nous avons échantillonné sur chacun des 6 sites 9 carottes de sol (15 cm de diamètre) pour chacun des 2 traitements ($n = 6 \times 9 \times 2 = 108$ carottes de sol – Figure 3). L'échantillonnage a été effectué à cette époque de l'année où l'humidité du sol était relativement élevée correspondant à une période d'activité microbienne maximale pour les forêts tempérées (Boerner et al., 2005; Kang et al., 2009). La séparation en terre végétale (0-5 cm) et en couche inférieure (5-10 cm) a été réalisée sur le terrain pour chaque traitement ($n = 108 \times 2 = 216$ sols échantillonnés). Au laboratoire, les échantillons de sol ont été tamisés (2 mm) et homogénéisés avant les analyses enzymatiques et le dosage CLPP (community-level physiological profiles), rendant compte du potentiel catabolique des communautés microbiennes. Une aliquote de chaque échantillon a été lyophilisée pour l'extraction de l'ADN. Des composites de trois points de prélèvement successifs par profondeur, par traitement et par site ont également été réalisés ($n = 216/3 = 72$ composites). Ces sols composites ont été utilisés pour les analyses Biolog® Ecoplate, afin d'établir le CLPP, et celles des propriétés du sol. Ces dernières ont été réalisées au laboratoire INRA d'Arras (CEC, pHeau, Phosphore ; carbone et azote par combustion).

Les racines fines de hêtre récoltées après l'étape de tamisage ont été mesurées avec le système WinRHIZO (Regent Instruments, Québec, Canada) pour chaque échantillon de sol ($n = 216$) (Wang et Zhang, 2009). Plus précisément, les surfaces de racines fines (diamètre inférieur à 2 mm, Liu et al., 2018) ont été rapportées à la surface projetée du cylindre de prélèvement.

2.2.2.2. Abondance bactériennes et fongiques

Les acides nucléiques totaux ont été extraits à partir de 0,5 g de sol tamisé (n = 216 sols échantillonnés) en utilisant le kit FastDNA SPIN pour le sol (MP Biomedicals, Solon, OH, USA) avec l'addition de 20 mg de Polyvinyl-pyrrolidone (Sigma-Aldrich, France). Les abondances bactériennes et fongiques ont été mesurées en PCR quantitative comme défini par Cébron et al. (2008) et Chemidlin Prévost-Bouré et al. (2011). Les réactions d'amplification ont été réalisées sur 1 µL d'ADN matrice dilué 1:10, de plasmides standard (10^9 à 10^3 copies de gène / µL) ou d'eau (témoin négatif), dans un volume de 20 µL avec iQ SYBR vert Supermix (Bio-Rad). Les profils de température d'amplification comprenaient 5 min à 98°C, suivis de quatre étapes de 40 cycles, 30 s à 98°C, 30 s aux températures d'anneauage spécifiques à l'amorce (56°C et 50°C pour les ARNr 16S et 18S respectivement) et 10 s à 80 °C pour dissocier les dimères d'amorces et capturer l'intensité de fluorescence du vert SYBR. Au final, une analyse de la courbe de fusion a été effectuée de 70°C à 95°C, avec une augmentation de température de 0,4°C. Les données ont été exprimées en nombre de copies 16S ou 18S par g de sol sec.

2.2.2.3. Activités enzymatiques

La première approche que nous avons utilisée pour caractériser les fonctions microbiennes était l'évaluation des activités enzymatiques du sol. Nous avons choisi de mesurer huit enzymes extracellulaires hydrolytiques et oxydatives. Pour obtenir une bonne vue d'ensemble des cycles nutritifs, nous avons mesuré les enzymes impliquées dans la mobilisation de C, N et P (bêta-glucosidase, cellobiohydrolase, xylosidase, glucuronidase, laccase, N-acétylglucosaminidase, L-leucine-aminopeptidase et phosphatase acide). Brièvement, 2 g de sol frais (n = 216 échantillons de sol) ont été pesés et ajoutés à 40 ml de tampon acétate à pH 5,0 (fluorochrome de méthylumbelliférone et laccase) et pH 8,0 (fluorochrome de méthylcoumarine) pour donner une concentration finale de 1:20 w / v. Les solutions diluées ont été incubées à 4 ° C pendant une nuit sous agitation. Nous avons appliqué les temps d'incubation et les concentrations de substrat définis par Pritsch et al. (2011). Pour le test de la laccase, une solution de 2,9-azinobis-3-éthylbenzothiazoline-6-sulfonate (ABTS) 2 mM a été préparée dans du tampon acétate de sodium à pH 5. Dans chaque puits d'une plaque à 96 puits à fond plat transparent (Sarstedt, Newton, NC, USA), on a ajouté 200 µl de la solution de sol diluée à 50 µl de solution d'ABTS 2 mM. Après incubation à 25 ° C, la plaque a été centrifugée à 4500g pendant 5 minutes et 100 µl de la solution limpide ont été transférés dans une nouvelle plaque à 96 puits à fond plat transparent et les mesures ont été effectuées à 415 nm (modèle 550 de Bio-Rad). Pour les essais de microplaques avec les fluorochromes méthylumbelliférone ou méthylcoumarine, dans chaque puits d'une plaque à 96 puits à fond plat transparent (Sarstedt, Newton, NC, USA), 200 µl de la solution de sol diluée ont été ajoutés à 50 µl des solutions de substrat. Après incubation à 25 ° C, la plaque a été centrifugée à 4500g pendant 5 minutes et 50 µl de la solution limpide ont été transférés dans une microplaque opaque noire à 96 puits (Perkin-Elmer, Life Sciences) contenant 50 µl de tampon d'arrêt (Tris 2,5 M pH 10-11) dans chaque puits. Les mesures ont été effectuées à l'aide d'un lecteur de microplaques Victor3 (Wallac Perkin-Elmer Life Sciences, Villebon-sur-Yvette, France) avec une longueur d'onde d'excitation de 360 nm et une longueur d'onde d'émission de 450 nm. Des mesures de contrôle ont été effectuées pour chaque dosage enzymatique. L'activité enzymatique (EA) a été exprimée en pmol de substrats libérés par gramme de sol sec par min. Tous les produits chimiques ont été achetés chez Sigma-Aldrich (France).

2.2.2.4. Approche CLPP – Estimation du potentiel catabolique de substrats carbonés par les communautés microbiennes

Nous avons utilisé l'approche Biolog® Ecoplate comme deuxième approche pour explorer les fonctions microbiennes. Pour cette expérience, 5 g de sols composites (n = 72 échantillons de sol) ont été dilués dans 45 ml d'eau distillée stérile et après une brève agitation, ils ont été dilués de nouveau à 1:20 m/v. 100 µl de la solution de sol à 1:20 ont été utilisés pour inoculer la microplaque Biolog® Ecoplate. Ensuite, les plaques ont été incubées à 25°C et le développement de la couleur (densité optique) a été mesuré à 590 nm (modèle Bio-Rad 550) après 72 heures d'incubation. La DO590nm du puits de référence a été soustraite d'autres puits contenant des sources de carbone. Ces absorbances corrigées ont été utilisées pour l'analyse des données. Les substrats ont été divisés en cinq classes: les hydrates de carbone, les acides carboxyliques et acétiques, les amines, les acides aminés et les polymères tels que définis par Fraç et al. (2012). Nous avons également calculé la richesse d'utilisation du substrat (Garland, 1997), qui représente le nombre de substrats de carbone métabolisés (valeurs d'absorbance corrigées > 0,25).

2.2.2.5. Analyses statistiques



Les analyses statistiques et les représentations de données ont été réalisées à l'aide du logiciel R (R Core Team 2016). L'analyse de variance à trois voies (ANOVA) a été utilisée pour tester les effets suivants: impacts du site, de la profondeur et du traitement sur les propriétés du sol, la surface racinaire, l'abondance bactérienne et fongique, les activités enzymatiques et les données CLPP. Nous avons ensuite utilisé un modèle linéaire mixte avec lme4 (Bates et al., 2015) pour évaluer l'impact du traitement sur les propriétés du sol, la surface racinaire, l'abondance bactérienne et fongique, les activités enzymatiques et les données CLPP en fonction des deux couches de sol étudiées (0-5 et 5-10 cm). A l'aide du package Vegan (Oksanen et al., 2013) nous avons calculé des indices de dissimilarité euclidienne entre les activités enzymatiques (n = 8 enzymes) et CLPP (n = 31 substrats) mesurés dans les traitements OMR et REF dans chaque site pour les deux couches étudiées (0-5 et 5-10 cm). Corrplot (Taiyun Wei et Viliam Simko., 2017) a permis d'identifier et de représenter la corrélation de Pearson entre les propriétés du sol des parcelles REF et l'impact de l'OM sur la surface racinaire (changement de log2 OMR / REF), la biomasse bactérienne et fongique (changement de log2 OMR / REF), les activités enzymatiques (indice de dissimilarité euclidienne entre OMR et REF) et CLPP montrent une dissimilarité euclidienne entre OMR et REF).

2.2.3. Micro-, Més-, et Macro-faune du sol

2.2.3.1. Echantillonnage

Compte-tenu de la mise en place séquentielle des sites, les mesures ont été effectuées selon deux approches. Premièrement, sur 4 quatre sites du réseau MOS, deux sous peuplements de Chêne (Champenoux et Reichshoffen) et deux sous peuplements de Hêtre (Darney et Verrière-du-Grosbois) un suivi longitudinal a été réalisé à 12, 30 et 36 mois après le début du projet. Comme pour les fonctions microbiennes, seuls les traitements témoin et sol nu ont été échantillonnés pour maximiser les réponses potentielles. Secondairement, l'ensemble des modalités mises en place a été échantillonné sur 10 sites du réseau, 4 sous peuplements de Chênes (Champenoux, Compiègne, Fontainebleau et Reichshoffen) et six sous peuplements de Hêtre (Darney, Ban d'Harol, Compiègne, Gaillefontaine, Saint-Quirin et Verrière-du-Grosbois) en fin de projet (Octobre 2017). Le plan de prélèvement se calque sur le protocole utilisé pour le screening (5 emplacements par placette de 40m x 40m) mais en échantillonnant uniquement les 3 trois emplacements positionnés dans la diagonale des placettes. Pour l'échantillonnage de la faune édaphique, aucun extractant (formol, moutarde,...) n'a été utilisé pour ne pas contaminer les sites dans la mesure où MOS est un réseau expérimental établi pour le suivi sur le long terme.

2.2.3.2. Respiration et Minéralisation potentielle des sols

Des incubations en conditions contrôlées au laboratoire ont été réalisées pour chaque point de prélèvements de faune. La mesure de la respiration basale des microorganismes permet de déterminer l'activité microbienne des sols (norme ISO 16072 : 2002). Cette méthode consiste à doser le CO₂ émis par les microorganismes durant 28 jours à des conditions environnementales optimales. Pour cela, 35 g de sol de l'horizon 0-5 et 15 g de l'horizon O ont été pesés et placés à 28°C dans des bocaux hermétiques après avoir ajusté l'humidité des horizons A à 85% de leur capacité de rétention (mesuré par la méthode ISO 11465:1993) et les horizons O à 75 % de leur poids frais avant incubation. Dans chaque bocal, un flacon de 20mL d'une solution de soude (NaOH 0,5N) a été placé afin de capter et de retenir le CO₂ émis par les microorganismes. Le dégagement de CO₂ a ensuite été dosé en mesurant la conductivité de la soude. Celle-ci est en effet proportionnelle à la concentration de NaOH et donc à la quantité de CO₂ émis.

En plus de la respiration et dans les mêmes bocaux que ceux utilisés pour mesurer cette dernière, une mesure de minéralisation potentielle de l'azote des sols a été réalisée selon la méthode de Hart et al. (1994). Pour ce faire, avant et après l'incubation, un aliquote de 5g (horizons O) ou de 10g (horizons A) de chaque échantillon de sol a été placé dans un pot avec une solution de K₂SO₄ (0,2 M) (200 et 100 mL pour les horizons O et A respectivement). Après une heure d'agitation, les échantillons ont été filtrés puis congelés. Les filtres ont été humidifiés avec du K₂SO₄ (0,2 M) pour éviter toute contamination. Pour finir les échantillons ont été analysés par colorimétrie sur un automate séquentiel (Gallery, ThermoScientific) afin d'obtenir leurs concentrations en ammonium et en nitrate. (Trap, Bureau, Akpa-Vinceslas, Decaens, & Aubert, 2011).



En parallèle le carbone organique et l'azote total du sol ont été mesurés à l'aide d'un micro-analyseur CHN à pyrolyse (Flash 2000 Series, CHNS/O Analysers Thermo Scientific, France) suivant la méthode de Trap (2010).

2.2.3.3. Macrofaune

Sur chaque zone d'échantillonnage (3 par placette), un bloc (0,25 mx 0,25 mx 0,25 m) de sol a été creusé et placé dans un bac étanche. La macrofaune a ensuite été triée à la main pendant 30 minutes. Chaque spécimen de macrofaune a été stocké immédiatement dans de l'éthanol (70%) jusqu'à l'identification en laboratoire en suivant la procédure de David et al. (1991). Tous les spécimens de macrofaune ont été identifiés à l'aide d'un microscope ou d'une loupe stéréoscopique, à la suite de l'identification morphologique des coléoptères, des mille-pattes, des larves, des cloportes, des araignées et des vers de terre (Auber, 1999 ; Hopkins, 1991; Sherlock, 2012 ; Walters-Jones, 1989 ; respectivement). Les critères morphologiques ont permis d'identifier les coléoptères, les mille-pattes, les cloportes et les vers de terre au niveau de l'espèce, tandis que les araignées ont été identifiées à la famille, et les larves au niveau de l'ordre. Sur la base de critères morphologiques, chaque spécimen a également été classé dans un groupe trophique: prédateur, détritivore ou omnivore selon la bibliographie.

2.2.3.4. Mésofaune

L'étude de la mésofaune a été réalisée sur deux grands groupes : les microarthropodes et les enchytréides. Deux approches ont été utilisées : une approche morphologique et une approche métagénomique. La première approche permet d'appréhender les abondances des différents taxons échantillonnés ; tandis que la seconde doit permettre la détection de taxons supplémentaires qui n'auraient pas été échantillonnés lors de l'approche morphologique dès lors que les espèces sont renseignées dans les bases de données associant ressources génétiques et identité taxonomique). Si l'approche métagénomique peut grandement améliorer la vitesse d'analyses des échantillons dont la détermination taxonomique peut-être longue et complexe, elle ne permet pas d'obtenir des données d'abondances relatives (Biernet et al., 2012; Wu et al., 2009).

Pour l'approche morphologique, les prélèvements de microarthropodes ont été réalisés dans les mêmes zones de prélèvement que pour la macrofaune à l'aide de tarières à mésofaune de 5 cm de diamètre. Sur chaque point de prélèvements, les 5 premiers cm de sol superficiels ont été prélevés ainsi que la litière lorsqu'elle était présente. Ensuite les échantillons ont été placés en laboratoire dans un extracteur pendant une période de dix à quinze jours selon la technique de Berlèse-Tullgren (Arpin et al., 1985 ; Badejo et al., 1998 ; Bengtsson et al., 1998 ; Dighton et al., 2012 ; Lavelle & Spain, 2001 ; Marshall, 1972 ; Siira-Pietikäinen, 2001). Les échantillons ont donc été placés sur un tamis (mailles de 2 mm) disposé sur un entonnoir à forte pente. Une ampoule chauffante ou un chauffage placé(e) au-dessus dessèche l'échantillon, engendrant un mur de chaleur qui chasse les microarthropodes vers le bas. Ils traversent les mailles du tamis, glissent sur les pentes de l'entonnoir et aboutissent dans un pilulier contenant une solution d'éthanol à 70%.

Pour les enchytréides, un seul prélèvement a été réalisé par placette à partir d'un échantillon composite des 5 premiers cm de sol superficiel de chaque point de prélèvement et parallèlement pour la litière de la modalité témoin (REF). Ensuite les échantillons ont été extraits durant 24 h à l'aide de la méthode modifiée du tunnel de Baermann (Bachelier, 1973 ; Bengtsson et al., 1998 ; Lavelle & Spain, 2001 ; Siira-Pietikäinen & Haimi, 2001 ; Battigelli & Spence, 2004 ; Dighton et al., 2012). Cette méthode crée un gradient d'humidité entraînant une migration des enchytréides vers le bas d'un entonnoir, où ils traversent un tamis de 2mm et tombent dans un pilulier. Une fois cette extraction terminée, les enchytréides ont été comptés pour chaque placette.

Pour l'approche métagénomique, les 5 cm superficiels du sol ont été prélevés sur les 5 emplacements de chaque placette à l'aide d'un cylindre de prélèvement de 10 cm de diamètre ; 25 cm² de litière (OL, OF et OH) ont également été prélevés sur ces mêmes points pour la modalité témoin. Puis les échantillons ont été regroupés en un échantillon composite de sol et un échantillon composite de litière pour chaque placette, traités séparément pour la suite de la méthode. Chaque échantillon a été conservé à -24 °C, puis broyé dans l'azote liquide afin de l'homogénéiser et rompre les agrégats. Pour chaque échantillon, l'ADN environnemental (ADNe) total a été extrait de 0,25 g de litière ou de 0,5 g de sol avec le DNeasy powersoil kit (Qiagen). L'ADNe total extrait a ensuite été quantifié par



spectrophotométrie à l'aide d'un Nanodrop 2000 (Plateforme PRIMACEN – Université de Rouen). Le locus du gène mitochondrial *COI*, utilisé comme code-barre moléculaire pour les animaux, (Folmer et al., 1994) a été amplifié par PCR à l'aide d'amorces spécifiques à la faune du sol. définie par Hebert et al. (2003), LCO1491 (5'-GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG-3') et HCO2198 (5'-TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA-3') pour obtenir un fragment d'environ 658 pb. Chaque mix PCR de 50 µL contenait 10 µL de tampon PCR 10x (pH 8,5 et 7,5 mM de Mg²⁺), 1 µL de nucléotides (10 µM chacun), 1 µL de chaque amorce (100 µM), 0,25 µL de GoTaq 2GDNA polymerase (5 unités/µL, Promega), 5 µL d'ADNe (10 ng/µL) et 31,75 µL d'eau ultrapure. Les conditions PCR consistaient en 5 min à 95 °C suivies de 35 cycles d'amplification de 30 secondes à 95 °C, 30 secondes à 46 °C et 30 secondes à 72°C puis une dernière étape d'élongation des fragments de 5 min à 72 °C. L'efficacité des amplifications a été vérifiée visuellement sur un gel d'agarose à 2 %, puis chaque échantillon a été séquençé uni-directionnellement en utilisant la technologie de séquençage à haut débit MiSeq de la plateforme GENOTOUL (INRA Toulouse).

L'analyse bio-informatique a été réalisée en utilisant la plateforme en ligne Galaxy et le serveur usegalaxy.org associé (Afgan et al. 2016). Après plusieurs étapes de contrôle de la qualité du jeu de données, les séquences obtenues ont été regroupées en Unités Taxonomiques Opérationnelles (OTU) avec un seuil de similitude à 97 % à l'aide du logiciel mothur (Schloss et al. 2009) implémenté dans Galaxy. L'identité taxonomique de chaque OTU a ensuite été assignée par BLAST (Basic Local Alignment Search Tool) comparant les séquences des OTUs à celles disponibles dans la base de données taxonomique BOLD Systems (Ratnasingham et al. 2007).

2.2.3.5. Microfaune

Les méthodes d'échantillonnage et d'extraction de la microfaune sont les mêmes que celles utilisées pour les enchytréides, adaptées à la microfaune avec l'utilisation d'un filtre à café Melitta Bambou 1x4 (pores de 10-15 µm) au lieu d'un tamis, et un temps d'extraction est de 48h. Une fois cette extraction terminée, les nématodes ont été dénombrés puis fixés dans le formol (Arpin et al., 1985 ; Bengtsson et al., 1998 ; Dighton et al., 2012 ; Battigelli & Spence, 2004).

2.2.3.6. Analyses statistiques

Pour chaque peuplement et date de prélèvement, la différence d'abondance (Delta Abondance) des individus entre la modalité témoin (REF) et la modalité sol nu (OMR) a été calculée comme suit:

Delta Abondance = Abondance moyenne sur 3 parcelles REF - Abondance moyenne sur 3 parcelles OMR

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées dans R (R © Core Team 2014) avec les packages Vegan (v.2.5-1, Oksanen et al., 2017), labdsv (v1.8-0, Robert, 2016), agricolae (v.1.2-8, De Mendiburu, 2017) et lme4 (v1.1- 13, Bates et al., 2015). Afin d'analyser les réponses de la faune du sol à une augmentation des exportations de matière organique (MO), quatre approches analytiques ont été appliquées, du niveau taxonomique le plus élevé au plus fin :

- des analyses statistiques univariées avec une méthode de régression ont été utilisées pour évaluer l'effet de l'exportation de MO sur l'abondance totale, la richesse des ordres taxonomiques et la structure de la communauté de macrofaune du sol, avec une précision taxonomique au niveau de l'ordre. Quatre modèles ont été testés pour étudier les effets croisés ou indépendants du traitement, de l'essence et du temps écoulé depuis le début de l'expérience sur les communautés de macrofaune. Comme l'étude se concentre sur l'exportation de MO, l'effet des traitements a toujours été considéré comme une variable fixe dans tous les modèles. Les essences et la date ont été considérées comme des variables fixes ou aléatoires, selon le modèle. Le modèle le plus parcimonieux a été choisi en utilisant le critère AIC, basé sur la méthode du maximum de vraisemblance (Snipes et Taylor, 2014).
- La deuxième approche statistique a porté sur l'abondance de chaque niveau taxonomique le plus fin avec une analyse de similarité (ANOSIM). Un pourcentage de similarité (SIMPER, Clarke, 1993) a ensuite été calculé comme suit:

$$SIM_i = (| N_{ij} | - | N_{ik} |) / \Sigma (N_{ij} + N_{ik})$$

Équation 1



Où SIM_i est la valeur SIMPER du groupe taxonomique i , N est l'abondance moyenne du groupe taxonomique i , et j et k sont les traitements comparés.

- La troisième approche portait sur l'identification des bioindicateurs de la faune du sol de l'exportation de l'OM par la méthode Indval (Dufrêne et Legendre, 1997, équation 1). Indval est une valeur, exprimée en pourcentage, correspondant à l'adéquation de chaque taxon en tant que bioindicateur d'un traitement, ici l'exportation d'OM (équation 1). Le calcul de la valeur Indval combine les mesures de spécificité et de fidélité d'un taxon à un traitement (équations 2 et 3) comme suit:

$$\text{Indval}_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

Équation 2

$$\text{Spécificité: } A_{ij} = N_{\text{individuals}_{ij}} / N_{\text{individuals}_i}$$

Équation 3

$$\text{Fidélité: } B_{ij} = N_{\text{treatments}_{ij}} / N_{\text{treatments}_j}$$

Équation 4

Où Indval_{ij} est la valeur Indicatrice du taxon i dans le traitement j . Dans l'équation 2, $N_{\text{individuals}_{ij}}$ est le nombre moyen d'individus du taxon i à travers le traitement j , alors que $N_{\text{individuals}_i}$ est la somme des nombres moyens d'individus du taxon i sur tous les traitements. Dans l'équation 3, $N_{\text{treatments}_{ij}}$ est le nombre d'échantillons dans le traitement j où le taxon i est présent, tandis que $N_{\text{treatments}_j}$ est le nombre total d'échantillons dans le traitement j . Le seuil de sélection d'un taxon comme bioindicateur d'un traitement est une valeur Indval supérieure à 70% (McGeoch et al., 2002).

Enfin, avec les données de métabarcoding (mésafaune), une quatrième approche a été tentée avec l'utilisation de l'indice de sensibilité « Point biserial correlation » (De Cáceres et al., 2010). Cet indice estime la fidélité d'un taxon à une modalité expérimentale via son nombre d'occurrences dans les parcelles supportant cette modalité par rapport à son nombre d'occurrence sur toutes les parcelles (avec ou sans la modalité considérée). La robustesse de la fidélité est éprouvée avec 999 permutations aléatoires. L'indice est calculé de la manière suivante:

$$R_{pb} = (N \times n_p - n \times N_p) / \sqrt{((N \times n - n^2) \times (N \times N_p - N_p^2))}$$

Équation 5

N: Nombre total de placettes

n: nombre d'occurrence du taxon étudié

N_p: nombre de placettes dans le traitement *p*

n_p: nombre d'occurrence du taxon étudié dans le traitement *p*

2.2.4. Croissance et propriétés du bois

Cette partie n'était pas initialement dans le projet, mais a été tout de même conduite sur deux peuplements du réseau MOS à titre exploratoire (le site de Champenoux avec du Chêne et du Charme, et le site de Darney avec du Hêtre qui sont les plus anciens mis en place, cf tableau 1). Nous nous sommes concentrés sur le traitement extrême (sol nu) comparé au témoin. Les hypothèses de travail étaient les suivantes : (i) les effets de l'exportation de MO sur les dimensions des arbres (circonférence à 1,30 m et hauteur de cime) ne sont pas encore visibles, les traitements étant appliqués depuis 5 ans seulement pour des arbres âgés de 30 à 45 ans ; par contre, il peut y avoir (ii) un effet négatif sur la croissance des derniers cernes, voire même sur la densité du bois, (iii) un effet négatif sur les concentrations en éléments minéraux, et (iv) une accentuation des translocations des éléments minéraux depuis le bois de cœur en formation vers l'aubier.

2.2.4.1. Mesures des circonférences et des hauteurs, échantillonnage des carottes de bois

Les peuplements ont été inventoriés en plein en circonférence (3118 arbres mesurés au total) dans des placeaux internes de 30mx30m de façon à éviter les effets de bordure. Les hauteurs ont été mesurées sur un sous-échantillon en fonction de la circonférence des arbres (couverture de l'ensemble de la distribution par traitement et par bloc à raison de 35 arbres par placeau – soit au total 452 arbres).

Egalement sur la base des inventaires dans chaque bloc et chaque traitement, nous avons défini deux plages de circonférence pour sélectionner les individus à carotter à 1,30 m : les dominants et les dominés (Figure 4). Sur le site de Champenoux, nous avons carotté, pour le chêne, 5 dominant et 5



dominés par placeaux, pour le charme 5 dominants par placeau, et sur le site de Darney, pour le hêtre, nous avons carotté 10 dominants et 5 dominés par placeau. Au total, 90 carottes ont été prélevées sur chaque site (45 par traitement), soit 180 en tout.

Les carottes de bois prélevées sont directement introduites dans un panneau de plexiglas alvéolé et fermé hermétiquement. Chaque carotte est numérotée sur la boîte (pour éviter les contaminations pour les teneurs en éléments nutritifs).

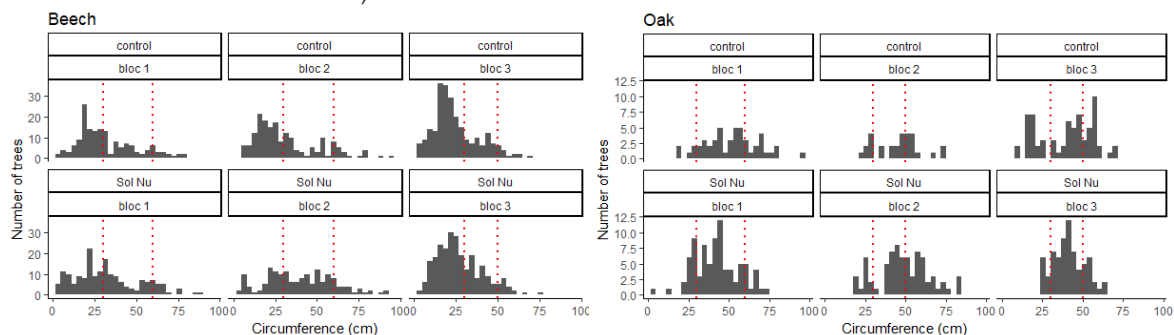


Figure 4 - Distribution des circonférences des arbres

2.2.4.2. Mesure des largeurs de cernes, de la densité du bois et des teneurs en éléments minéraux

La Figure 5 présente les trois grandes étapes du traitement de carottes de bois. La première étape consiste à mesurer le taux d'humidité et la densité du bois anhydre à l'aide d'un scanner RX médical disponible sur le centre INRA Grand-Est Nancy (plateforme SilvaTech), et d'un traitement des images mis au point dans le cadre du projet Xylodensmap (Leban et al. 2016, Jacquin et al. 2017). La longueur totale de la carotte, ainsi que le nombre de cernes sont mesurés à l'aide d'un microscope et d'un logiciel d'analyse d'image (ImageJ). Deux zones sont ensuite sélectionnées sur chaque carotte : les 2,5 cm qui englobent la moelle et les 2,5 cm qui sont les plus proches de l'écorce. Cette longueur de 2,5 cm a été fixée après différents essais pour être sûrs que la quantité de poudre après broyage permettra d'effectuer les mesures de concentrations en éléments minéraux (environ 160 mg). Sur chaque zone, la densité du bois et la largeur de cerne moyenne sont mesurées par analyse d'image.

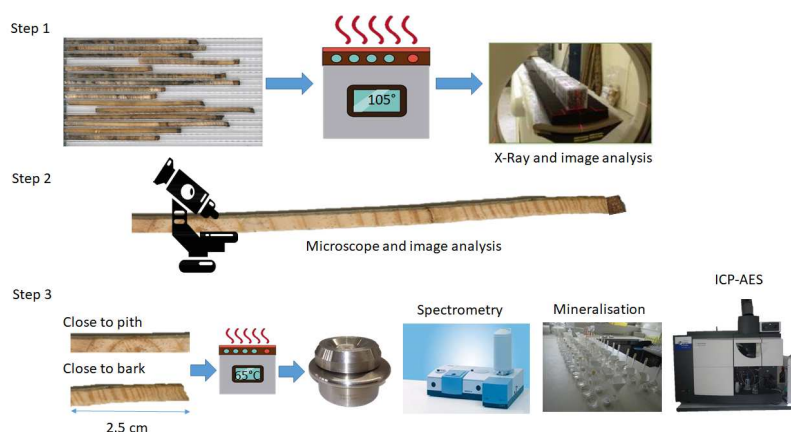


Figure 5 - Les trois grandes étapes de la mesure des propriétés du bois sur les carottes prélevées

Les deux morceaux sont ensuite séchés à 65°, puis broyés, mesurés en spectrométrie infrarouge (moyen et proche infrarouge), et enfin minéralisés (HNO₃) et mesurés avec une torche à plasma optique (ICP-AES) pour obtenir les concentrations en Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, P, S and Si.

2.2.4.3. Analyses statistiques

Les effets du traitement « sol nu » par rapport au témoin sur les propriétés du bois sont évalués par ANOVA (nlme sur R).

2.3. Suivi des propriétés physico-chimiques et biologiques ex-situ

2.3.1. Effets d'une application de cendres sur le fonctionnement biogéochimique d'un sol forestier

2.3.1.1. Dispositif en serre

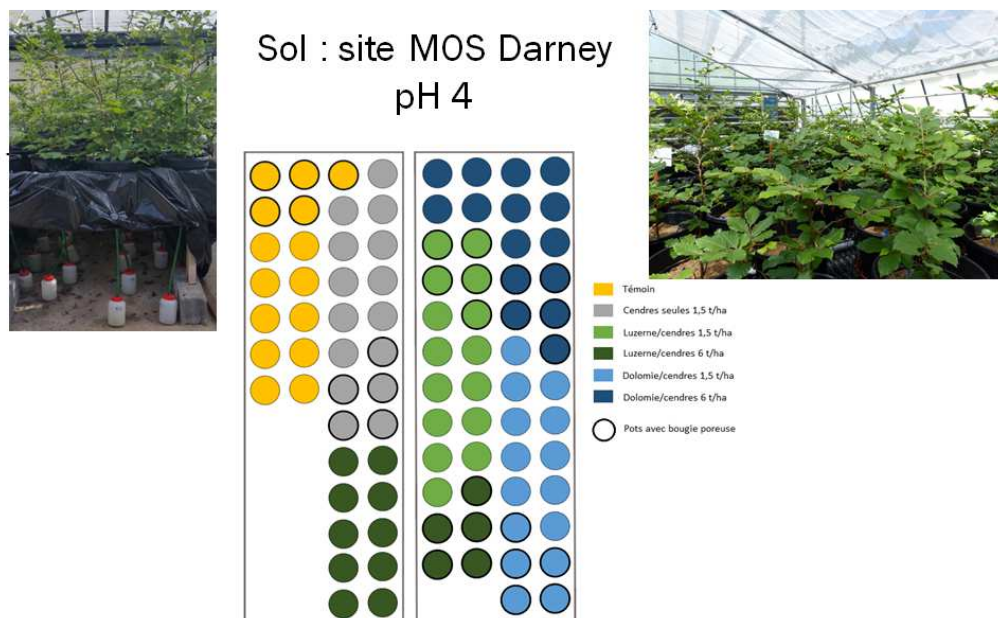
L'expérimentation est conduite sur des cultures de hêtres en pots, contenant chacun 10 kg de terre fine, placés sous serre à l'INRA de Champenoux (Figure 6). Le substrat utilisé est un mélange des 20 premiers centimètres de terre d'un sol brun acide issu de la forêt de Darney (Vosges). Les différents amendements ont eu lieu en février 2016 avec des doses correspondant à celles épandues in-situ et également des doses supérieures. Depuis, le suivi des concentrations en éléments est réalisé dans les eaux (solution du sol et percolat), les sols et les feuilles.

Le dispositif comporte 6 modalités différentes avec 15 répétitions par modalité :

- Témoin ;
- Cendres de bois brutes (8,6g par pot soit 1,5 t/ha) ;
- Mélange cendres et dolomie = formulation MEAC (8,6g par pot soit 1,5 t/ha) ;
- Mélange de cendres et luzerne = formulation LUZEAL (8,6g par pot, soit 1,5 t/ha) ;
- Mélange cendres et dolomie forte dose (34,4g par pot, soit 6 t/ha) ;
- Mélange de cendres et luzerne forte dose (34,4g par pot, soit 6 t/ha).

Les mélanges sont réalisés avec 75% de cendres de bois et 25% de dolomie (MEAC) ou luzerne (LUZEAL). Le mélange avec dolomie est granulé après compaction, celui avec luzerne est également sous forme de granules. Ce sont les cendres appliquées *in-situ* sur le réseau MOS.

Les 90 pots de hêtres sont tous équipés d'un dispositif (tube + bouteille en plastique de 1L) afin de récolter les eaux gravitaires (Figure 5). Les cinq premiers pots de chaque modalité sont équipés de bougies poreuses permettant de récupérer la solution du sol.



2.3.1.2. Prélèvements et mesures réalisées

Ce travail s'intéresse aux eaux gravitaires et à la croissance des arbres. La hauteur de l'arbre et la longueur de la pousse des arbres de l'année ont été mesurées chaque année, et le poids des feuilles comptabilisés en décembre 2016 et 2017.

Les eaux gravitaires ont été récoltées environ toutes les 4 semaines de mai 2016 à mai 2018. D'abord, le volume d'eau est mesuré dans chaque pot puis les eaux des pots sont échantillonnées trois par trois dans des flacons en plastiques de 60 mL. Le premier échantillon correspond au mélange des trois premiers pots et ainsi de suite, ce qui correspond à 5 échantillons par traitement et 30 échantillons par date d'échantillonnage.

Après filtration (0,45 µm), le pH est mesuré (Mettler) puis les concentrations en éléments majeurs et mineurs ont été déterminées par spectrométrie d'émission atomique (ICP-AOS). Les concentrations en nitrates et ammonium ont été mesurées par spectrométrie d'absorption moléculaire à l'aide d'un colorimètre à flux (San ++ de SKALAR).

Un bilan des quantités d'éléments majeurs et mineurs lessivées au cours des 2 dernières années a été réalisé. La quantité lessivée de l'élément considéré est calculée (concentration mesurée x volume d'eau mesurée) pour chaque date et chaque échantillon. Ensuite la somme des quantités moyennes lessivées par traitement est calculée.

Enfin les quantités relatives d'éléments lessivés par rapport au témoin sont calculées selon la formule : $((\text{Quantité lessivée dans le traitement} / \text{Quantité lessivée dans le Témoin}) - 1) \times 100$.

2.3.1.3. Analyses statistiques

Nous avons utilisé le même arbre de décision que pour les spectres d'infrarouges (figure 3). L'analyse statistique des résultats est basée sur des tests non-paramétriques car la majorité des données ne suit pas une loi normale. La comparaison des échantillons a été effectuée avec un test de Mann-Whitney pour les comparaisons deux à deux et un test de Kruskal-Wallis pour les comparaisons de k échantillons. Ces tests sont utilisés pour des échantillons indépendants. Ils permettent de tester si les échantillons proviennent d'une même population. Pour une *p-value* inférieure à 0,05, les résultats ont été considérés comme statistiquement différents. Les différences statistiques sont représentées par des lettres dans les résultats. Ces analyses ont été réalisées avec le logiciel XLSTAT.

2.3.2. Effets d'une application de cendres et d'un retrait total ou partiel des rémanents sur l'interface sol-végétation en contexte de sols forestiers acide et neutre

L'objectif de cette expérimentation en mésocosme est double. Il est, d'une part, de tester la réponse biologique et physico-chimique de l'interface sol-végétation à un gradient d'exportation de rémanents compensé par un gradient d'application de cendres. Il est, d'autre part, d'appréhender si les réponses observées sont similaires en contexte de sols acides et en contexte de sols neutre. La réponse biologique a été suivie sur 4 groupes écologiques de l'interface sol-végétation : i) végétation, ii) macrofaune, (iii) mésofaune et (iv) communautés microbiennes.

Pour la végétation, le modèle biologique retenu est *Poa nemoralis* L. (1753), espèce méso-eutrophe neutrocline à large amplitude écologique, large distribution biogéographique et caractéristique de l'ancienneté de l'état forestier des sols (Rameau et al., 1994, Honnay et al., 1998). Pour la macrofaune, le modèle biologique *Allolobophora chlorotica* Savigny (1825) a été sélectionné pour son impact sur la bioturbation du sol en tant qu'espèce endogée et sa capacité à se développer sur les deux type de sols (Bouché 1972 ; Scheu, 1987a et b). Pour la mésofaune, les communautés de collemboles ont été suivies. Pour les communautés microbiennes, bactéries et champignons ont été suivis avec un focus sur les champignons mycorhiziens vésiculo-arbusculaire. *Poa nemoralis* et *Allolobophora chlorotica* ont été introduits dans les mésocosmes tandis que les communautés de collemboles et les communautés microbiennes suivies furent celles initialement présentes dans les sols à la mise en place de l'expérimentation. Les sols retenus furent un colluviosol acide (pH_{eau} 5,2 ; CEC 4,55 cmol⁺.Kg⁻¹ ; taux de saturation 75,02 %) et un rendosol neutre (pH_{eau} 6,88 ; CEC 15,71 cmol⁺.Kg⁻¹ ; taux de saturation 99,80 %). L'expérimentation s'est faite sur sols remaniés. Les sols ont été prélevés en Forêt Verte (forêt de l'agglomération rouennaise gérée par l'ONF), tamisés frais à 4 mm pour homogénéisation et suppression de la macrofaune sans destruction de la mésofaune, de la microfaune et de la microflore ; puis conservés à 4°C avant mise en place de l'expérimentation.

Les mésocosmes ont été préparés dans des tubes en PVC de 10 cm de diamètre et 20 cm de hauteur. Chaque mésocosme est rempli de 1600 g de sol frais recouvert de 1g de litière. Un individu de *P.*



nemoralis (stade 2 feuilles préalablement poussé sur vermiculite) est planté et 2 individus *A. chlorotica* (extraits de sols forestiers de l'agglomération rouennaise et préalablement vidé de leur contenu digestif et pesé). Les 240 mésocosmes ont été stabilisés durant 7 jours avant mise en place des 5 traitements expérimentaux suivants :

- T : traitement témoin où 5,5 g de menus bois broyés sont ajoutés sur la litière, représentatif d'une gestion sans exportation de rémanents forestiers
- R- : traitement sans rémanents, représentatif d'une exportation de rémanents sans compensation minérale
- C : traitement où sont ajoutés 1,25 gr de cendres (formulation MEAC), correspondant à la compensation minérale de l'exportation de l'ensemble des rémanents ajoutés dans le traitement témoin
- 70R30C : traitement où sont ajoutés 70% de la masse de rémanents du témoin et 30% de la masse de cendres du traitement C, correspondant à une exportation compensée de 30% des rémanents.
- 30R70C : traitement où sont ajoutés 30% de la masse de rémanents du témoin et 70% de la masse de cendres du traitement C, correspondant à une exportation compensée de 70% des rémanents.

La litière et les rémanents sont issus des peuplements de hêtres provenant du site MOS de Gaillefontaine (Seine-Maritime). Les quantités introduites sont représentatives des retombées annuelles de litière et des rémanents exportés lors des coupes d'éclaircies réalisées dans ces peuplements lors du projet RESPIRE. La cendre utilisée était la formulation MEAC, la même que celle épandue dans le réseau MOS. L'expérience a été conduite durant 20 semaines correspondant à la longueur du cycle biologique de *Poa nemoralis* (Heide, 1986) et en conditions contrôlées équivalentes à un climat tempéré d'après Eisenhauer et al. (2011) et Kreuzer et al. (2004) (température : 17°C, photopériode journalière: 16 h at 250 $\mu\text{Mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$). Les mésocosmes ont été arrosés deux fois par semaine avec de l'eau déminéralisée en quantité nécessaire pour maintenir le poids frais du mésocosme à 1600 g. Deux cent quarante mésocosmes ont été créés (2 sols x 5 traitements x 3 dates x 8 répétitions), et 80 ont été détruits une, puis quatre, puis 20 semaines après la mise en place des 5 traitements expérimentaux. Seuls les résultats à 20 semaines sont présentés dans le rapport.

Concernant la réponse de la composante biologique, après 20 semaines, pour chaque traitement, la biomasse *Allolobophora chlorotica* a été mesurée après avoir fait jeuner les individus durant 2 jours en boîte de pétri sur papier humide afin de vider les tractus digestifs. L'abondance des collemboles a été mesurée par groupe écologiques (épédaphique, hémiedaphique, euédaphique) après extraction selon la procédure décrite dans la section 2.2.3.4. Pour la flore, la biomasse aérienne, la biomasse racinaire, le rapport biomasse aérienne/biomasse racinaire, le nombre de rameaux par inflorescence et le nombre d'inflorescence ont été mesurés ainsi que le taux de mycorhization selon la méthode de Cao et al. (2013). Brièvement, la méthode consiste à décolorer les racines fines dans une solution de KOH (10 %) et à révéler les filaments fongiques au vinaigre coloré (5 % encre royal-blue Pelikan®; Vierheilig et al., 1998). Après révélation, 10 fragments de 1cm de racine sont prélevés au hasard puis observés au microscope optique (Leica ICC50W) au grossissement (x 100 pour compter les occurrences de vésicules ou d'arbuscules fongiques dans les racines. Le taux de mycorhization correspond au pourcentage de fragments racinaires présentant des structures mycorhiziennes. La réponse de la microflore est caractérisée par (i) l'estimation de la biomasse microbienne totale par mesure du Carbone microbien total (Cmic) par analyseur TOC (Shimatzu® TOC-L Analyzer) après extraction selon la méthode de Vance et al. (1987) et (ii) l'estimation de de la biomasse fongique par la mesure de la concentration en ergostérol du sol selon la méthode de Gong et al. (2001) pour l'extraction et une chromatographie liquide haute-pression (Ultimate 3000 HPLC, Thermofisher) pour la quantification.

Concernant la réponse de la composante physico-chimique, après 20 semaines, pour chaque traitement, le pH_{eau} et le pH_{KCL} (rapport volumique 1 :5 sol : solution) ont été mesurés et le delta pH ($\text{pH}_{\text{eau}} - \text{pH}_{\text{KCL}}$) calculé comme proxy de l'acidité d'échange du sol (Baize, 2000). La capacité d'échange cationique (CEC) a été mesurée par la méthode à la cobaltihexamine (Ciesielski et al., 1997) en agitant 5 g de sol dans 50 mL de cobaltihexamine (50 meq.L^{-1}) puis en mesurant les concentrations de Co, Ca, Mg, K, Mn, Na, Al, Fe en solution ont été mesurés par ICP-OES (Icap 7000 series, Thermo Scientific). Le taux de saturation (S/T) a été calculé selon la formule suivante :

$$\text{S/T (\%)} = ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{K}^+] + [\text{Na}^+]) / \text{CEC Totale} \quad \text{Équation 6}$$



2.4. Evaluation socio-économique d'itinéraires avec récolte de menus-bois et recyclage de cendres

La dernière partie du projet visait à explorer la faisabilité socio-économique d'itinéraires techniques plus complets qui assureraient en compensation de récolte de menus-bois un recyclage plus systématique de cendres issues de chaufferies biomasse bois. Cette partie est organisée en 3 volets ciblant chacun l'analyse de difficultés potentielles à de tels itinéraires :

- ✓ **Le gisement de cendres mobilisable** : la filière de valorisation actuelle en épandage des cendres est agricole, la caractérisation des producteurs et des gisements de cendres de bois disponibles est donc un préalable important pour raisonner faisabilité et conditions de développement d'une filière adaptée pour la forêt ;
- ✓ **L'évaluation économique pour le propriétaire** de tels itinéraires avec récolte de menus-bois et compensation des exports accrus en éléments minéraux nutritifs ;
- ✓ **Leur acceptabilité sociale**. Outre l'aspect économique, existe-t-il des blocages plus profonds au choix d'épandre des cendres dans sa forêt, quelles limites d'acceptabilité rencontre-t-on ?

2.4.1. Analyse du gisement de cendres à l'échelle nationale

Ce volet de RESPIRE a pour objectif d'apporter des informations actualisées sur les quantités et qualités des cendres, les modes et coûts d'élimination (logique déchets) ou de valorisation par les chaufferies, ainsi que la répartition du gisement sur le territoire. Ces données sont indispensables pour envisager la faisabilité de filières de valorisation adaptées.

2.4.1.1. Quels types de cendres pour un usage forestier ?

Dans une logique d'économie circulaire, les cendres ciblées pour un retour en forêt sont celles issues des chaufferies approvisionnées majoritairement en biomasse de bois « non traité » (plaquettes forestières et assimilées ; connexes propres des industries du bois telles que écorces, sciures ; bois d'emballage en fin de vie ayant fait l'objet d'une sortie de statut de déchets ...), donc avec moins de risques de concentration en métaux lourds.

Les installations de combustion correspondantes sont encadrées par la réglementation ICPE 2910 A dès que la puissance thermique nominale dépasse 2 MW. Il est à noter que la réglementation 2910 a évolué en 2016 conduisant à exclure également les bois traités de la rubrique 2910 B, ce qui ajoute les chaufferies, liées aux installations papetières, utilisant des déchets végétaux issus de la production de pâte vierge et de papier. Malheureusement il n'existe pas au niveau national de base de données listant ces installations, permettant le croisement de ce statut avec d'autres informations disponibles sur la part « bois » dans l'approvisionnement biomasse de ces chaufferies, ce qui consoliderait les estimations de gisement. Par ailleurs l'estimation du gisement « actuel » est calée sur les chaufferies entrées en fonctionnement avant 2017 et exclut les chaufferies classées sous la rubrique 2910B (et en particulier les chaufferies utilisant des boues papetières).

Un autre aspect réglementaire à considérer pour l'estimation des gisements concerne le type de cendres valorisables pour un usage en épandage, et qui correspond aux cendres récupérées par voie sèche ou humide sous équipement de combustion. Cette formulation fait actuellement l'objet d'étude entre les énergéticiens et le Ministère de la Transition écologique et solidaire, du fait d'une interprétation stricte par les services de l'Etat, qui **de facto interdit l'épandage de cendres sous équipement de combustion comprenant des cendres sous foyer et de cendres recyclées issues du multicyclone, alors même que les concentrations en métaux lourds de ces cendres, s'ils étaient mélangées, respecteraient les seuils des normes d'épandage en vigueur**. Cette interprétation conduit en l'état à remettre en question la valorisation des cendres par épandage en forêt puisque le CIBE (2017) estime à environ 95 % la part des installations de combustion qui ne sont pas équipées de collecte séparée des cendres (sous-foyer et multi-cyclone).

Pour Respire, l'estimation du gisement reste globale et inclue la production de cendres sous foyer et de mélange de cendres sous foyer et de multicyclone.

2.4.1.2. Méthodes de travail



Une enquête auprès des exploitants des chaufferies a été la méthode déterminée initialement pour mener l'étude de gisement national de cendres. Son objectif était de se rapprocher au plus près des données réelles du terrain pour mieux connaître la production quantitative et qualitative de cendres sur le territoire national ainsi que les méthodes de valorisation mises en place actuellement. Les résultats de cette enquête visaient aussi à nourrir les hypothèses sur la valorisation de cendres de bois « propres » en forêt.

La définition de la stratégie d'échantillonnage pour la réalisation de l'enquête s'appuyait sur deux bases de données (BDD) bois énergie de l'Office National des Forêts (ONF) et du Groupe de Coopération Forestière (GCF). La définition des questions a été le résultat des échanges continus avec les acteurs de la filière (ADEME et exploitants de chaufferies). Tout au long du projet cette méthode a dû s'adapter aux contraintes retrouvées lors des différents échanges avec les acteurs concernés, schématiquement scindés en deux groupes selon le niveau d'organisation et de collaboration à l'enquête : le réseau des grands groupes énergéticiens et le groupe des chaufferies indépendantes¹(Figure 7).



Figure 7 - Schéma simplifié de l'organisation des industriels énergéticiens

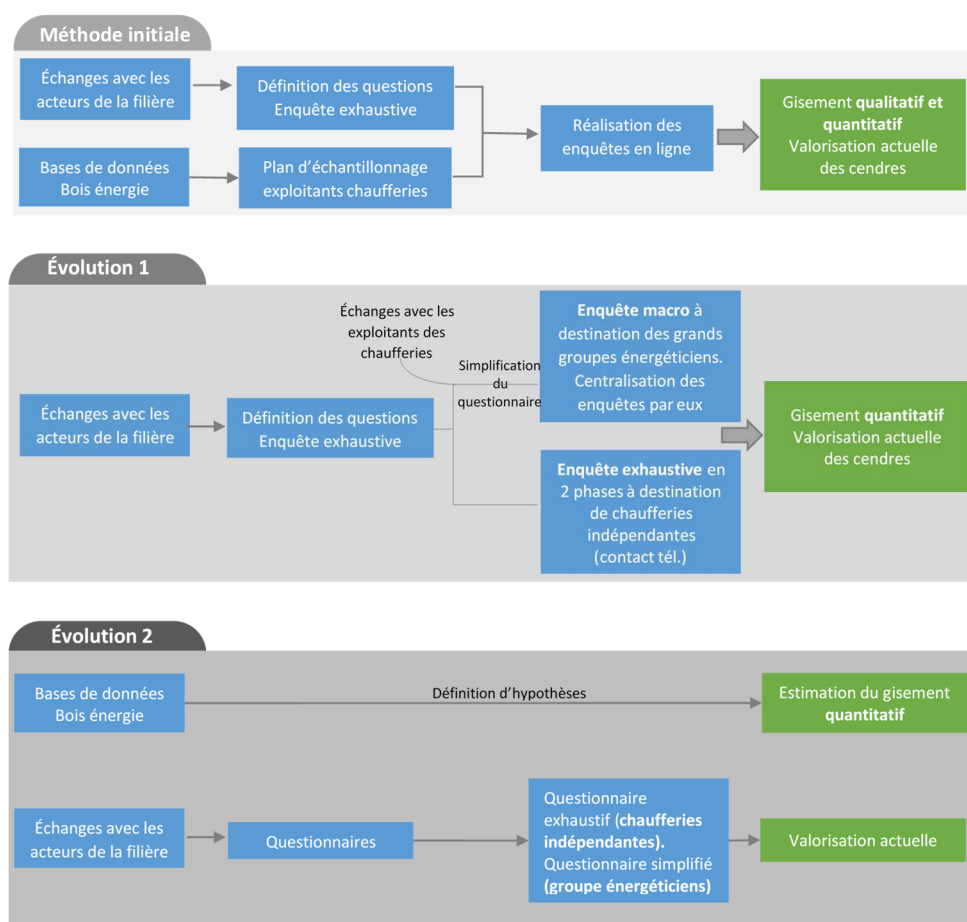


Figure 8 - Evolution successive de la méthode d'estimation des gisements de cendres

¹ Chaufferies indépendantes : chaufferies non exploitées par des groupes énergéticiens



Une part des difficultés rencontrées aurait pu être probablement levée en incluant dans le montage du projet Respire, puis le consortium de travail, la participation d'acteurs industriels. Pour tout projet ultérieur sur la valorisation forestière de cendres, une approche multi-acteurs de la parcelle à la chaufferie apparaît indispensable pour construire des solutions partagées, techniquement et économiquement viables.

Les difficultés rencontrées pour l'obtention des informations et pour la collaboration des professionnels ont fait que la méthode de travail a évolué vers une estimation quantitative du gisement à partir des BDD ONF et GCF. Un questionnaire très simplifié quantitatif a été établi à destination des groupes énergéticiens et un autre plus exhaustif à destination de chaufferies indépendantes, pour alimenter plus précisément les hypothèses sur la valorisation de cendres en forêt (vision filière). La Figure 8 schématise les adaptations successives de la méthode d'estimation.

2.4.1.3. Estimation à partir des BDD ONF et GCF

Informations disponibles

Ces BDD contiennent des informations relatives à plus de 1 400 chaufferies biomasse (pour un parc estimé de 3 000 chaufferies biomasse, dont 1 000 de plus de 1 MW), et sont quasi-exhaustives des installations de plus de 2 MW.

Les bases de données utilisées par l'étude sont nourries, en plus de sources propres à l'ONF et GCF, d'informations issues :

- Des résultats annoncés depuis 2009 par l'ADEME des appels à projet Biomasse Chaleur Industrie Agriculture Tertiaire (BCIAT) à destination des entreprises de tous les secteurs souhaitant s'équiper d'installations assurant une production de chaleur à partir de biomasse supérieure à 1 000 tep/an ;
- Des résultats annoncés depuis 2009 par l'ADEME concernant les projets à destination des installations collectives ayant une production minimum de 100 tep/an à 1 000 tep/an ;
- Des résultats des appels d'offre sur la réalisation et l'exploitation de nouvelles installations de cogénération d'électricité et de chaleur à partir de biomasse annoncés depuis 2005 par la Commission de Régulation de l'Energie (CRE) ;
- De publications spécialisées dans le secteur des énergies renouvelables.

Les attributs de la BDD ONF pour l'estimation du gisement national de cendres sont les suivants :

- Appel à projet ;
- Année de mise en service ;
- Exploitant ;
- Secteur d'activité ;
- Temps de fonctionnement ;
- Coordonnées de l'installation (CP, département, région, commune) ;
- Puissance thermique de l'installation (MW) ;
- Production thermique à partir de biomasse (tep) ;
- Tonnes de biomasse consommée par an.

Des filtres ont été appliqués sur les installations selon les 3 critères principaux suivants :

- Sélection des chaufferies mises en fonctionnement avant 2017 ;
- Type de combustible connu : bois et dérivés du bois non traité avec un approvisionnement biomasse bois au moins de 50% (les chaufferies fonctionnant à plus de 50% avec de la biomasse agricole ont été exclues) ;
- Chaufferies situées en France métropolitaine.

Hypothèses de calcul pour la production de cendres

La production de cendres est estimée à partir de la consommation connue de biomasse, en faisant l'hypothèse d'un taux de cendres moyen de 1,5%, pour du bois à 40% d'humidité (Deleuze, et al., 2012).

La consommation annuelle de biomasse peut être

- disponible (publiée) pour certaines chaufferies (Figure 9, A).



- estimée à partir, de l'information souvent accessible sur l'énergie produite par l'installation en tep (Figure 9, B), en retenant un coefficient de 0.26 tep issu de la combustion d'une tonne de bois à 40% d'humidité (FCBA, 2008).
- estimée à partir de la puissance de l'installation et de son temps d'activité annuel (Figure 9, C)

$$\text{Energie (MWh)} = \text{Puissance (MW}_{\text{thermiques}}) \times \text{temps d'activité(h)}$$

Équation 7

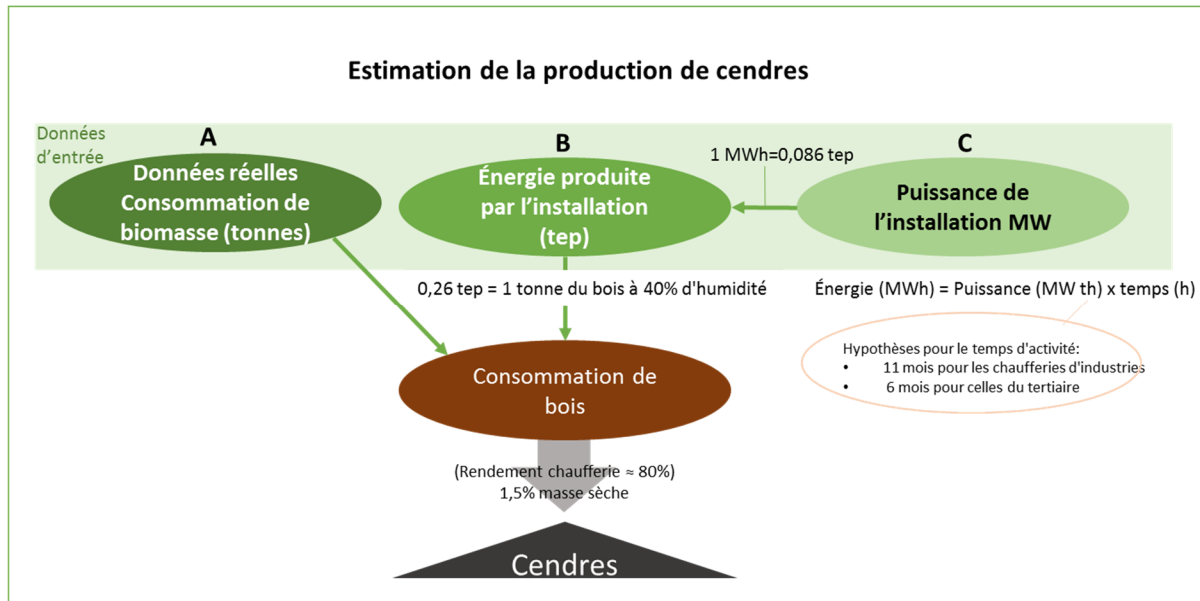


Figure 9 - Sources de données utilisées pour l'estimation de la consommation de biomasse des chaufferies

L'hypothèse retenue pour le rendement des chaufferies est de 80% de la puissance maximale. Les hypothèses de temps d'activité sont issues de l'Agence Internationale de l'Energie :

Chaufferies Tertiaire	6 mois /an	4 380 h
Chaufferies industrie	11 mois /an	8 030 h

Limites de l'estimation

- Le taux moyen d'humidité du bois de 40%, qui est une référence moyenne pour de la plaquette forestière (avec des variations liées aux différentes fractions broyées : branches, billons, taux de feuilles, d'écorces)
- Les chaufferies agricoles sans information sur l'énergie produite en tonne équivalente pétrole non pas été intégrées (pas d'hypothèse disponible sur leur durée de fonctionnement)
- Les effets des différentes technologies de chaudières, qui peuvent jouer sur les rendements énergétiques, le taux de cendres produits sous l'équipement de combustion... particularités de combustions en fonction des différentes technologies non pas été considérées.
- Les chaufferies sans informations sur le type d'approvisionnement n'ont pas été écartées pour l'estimation (il peut y avoir des chaufferies avec un mix combustible hors champ de cette étude).

2.4.1.4. Questionnaire d'enquête

Initié dès le début du projet pour répondre aux besoins d'estimation des gisements et de valorisation des cendres, plusieurs acteurs de la filière (ADEME, exploitants de chaufferies, etc.) ont été sollicités pour participer à la rédaction et vérifier la pertinence des questions tout au long de la conception du questionnaire.

Le questionnaire est divisé en huit modules :

1. Gestion de la chaufferie
2. Caractéristiques techniques et fonctionnement
3. Type de combustible et consommation
4. Production de cendres



5. Stockage de cendres
6. Analyses de cendres
7. Valorisation actuelle des cendres
8. Gestion de cendres non valorisées

Compte tenu de la difficulté à mobiliser les grands groupes d'énergéticiens (pour des raisons de confidentialité et de difficulté de collecte des informations), et de la durée de travail disponible sur cette action, il a été décidé fin 2016 de travailler sur un panel réduit d'une quinzaine de chaufferies indépendantes, clients de coopératives forestières ou d'ONF Energie. L'objectif restreint était alors de tirer des informations factuelles sur la valorisation actuelle des cendres. L'enquête s'est déroulée en 2 phases :

1. Un premier contact téléphonique avec un double but : présenter les objectifs du projet et du questionnaire, obtenir les données facilement communicables ;
2. L'envoi du questionnaire pour permettre le recueil complémentaire d'information nécessitant la consultation du technicien d'exploitation de la chaufferie.

Les grands opérateurs énergéticiens de ce groupe restreint, ont accepté de répondre à des questions globales sur leurs voies de valorisation majoritaire des cendres, et fournir des données de coûts associés aux cendres (transport, élimination sur plateforme d'enfouissement, prise en charge par des plateformes de compostage) – la connaissance de telles données étant nécessaires pour l'évaluation économique d'itinéraires avec épandage de cendres, adaptée au contexte français.

2.4.1.5. Calculateur de coûts d'apport de cendres en forêt

Pour l'évaluation technico-économique d'itinéraires complets de récolte avec ou sans retour de cendres, un cadre d'hypothèses pour l'évaluation des coûts d'apports a été rassemblé dans une feuille Excel qui a servi de calculateur pour les besoins du projet (non prévu à la diffusion).

Ces coûts se décomposent schématiquement selon des opérations (Figure 10) :

- **d'organisation et de suivi de chantiers d'épandage**, incluant le diagnostic des besoins d'apport en cendres, voire de **complémentation éventuelle** des cendres (par de la dolomie, de la potasse ou des phosphates), s'appuyant sur des résultats d'**analyse de sols**. Ces données d'analyses de sol sont aussi nécessaires pour la **constitution du dossier d'épandage** selon la réglementation en vigueur ;
- **de transport** de cendres, de la chaufferie vers les chantiers, avec un intérêt probable à disposer de plateforme intermédiaire pour le prétraitement de cendres ;
- **de prétraitement** de cendres selon un cahier des charges minimal pour des épandages en forêt, comprenant
 1. dans les cas de cendres récupérées par voie sèche, leur humification pour éteindre la chaux vive éventuelle trop réactive sur les écosystèmes (et corrosive sur les matériels) et limiter les poussières,
 2. le déféraillage des cendres, broyage et criblage éventuel, qui sont des opérations importantes pour disposer d'un matériau épandable.
- D'autres traitements des cendres sont techniquement possibles pour disposer d'un « produit stabilisé » avec des caractéristiques d'homogénéité et de plus grande constance de composition, facilement stockable et transportable (cas des formes granulés, qui peuvent être conditionnées en big bags), et épandable avec des épandeurs agricoles à adapter sur tracteur forestier. Dans le cadre du projet Respire, les cendres ont été granulées avec succès avec deux techniques différentes (granulation de type « centrifuge » après mélange avec des déchets de luzerne ; granulation par compaction après mélange avec de la dolomie). La bibliographie donne quelques références de coûts de traitement de cendres, dans le cadre d'études essentiellement menées dans les contextes scandinaves (Väätäinen, 2010 ; Rasmusson et al., 2013). Les méthodes recommandées de stabilisation des cendres en Suède, Finlande et Danemark sont de 3 types : l'autodurcissement (la plus employée), la pelletisation et la granulation (Emilsson, 2006 ; Stupak et al, 2008). Dans le land du Bade-Wurtemberg en Allemagne, une autre méthode a été étudiée consistant à mélanger les cendres avec de la dolomie – approche s'appuyant sur des pratiques à large échelle d'amendement calcomagésien (15 à 20 000 ha par an de surfaces forestières amendées) (Von Wilpert, 2011).



- **d'épandage.** Les coûts de chantiers dépendant des choix de matériels (terrestre, aérien) et de leur rendement, des caractéristiques des parcelles (nombre de parcelles à épandre, surface totale, éloignement des parcelles entre elles, pouvant nécessiter des transports de matériels...)

Les sources de données utilisées pour les simulations proviennent :

- de la bibliographie,
- d'échanges avec les professionnels (chaufferies pour les coûts de transport, entrepreneurs de travaux forestiers pour les coûts d'épandage, des entreprises Meac et Luzéal pour les tests de granulation réalisés pour les besoins du projet Respire),
- de résultats tirés des expérimentations réalisées en France avec épandage de cendres (dispositif ICIF dans les Ardennes, chantiers tests d'épandage de cendres mis en place par GCF, dispositif d'épandage de cendres et dolomie dans les Vosges).

Le simulateur prend aussi en compte des postes possibles de recettes correspondant à des **hypothèses de subventions** mises en place pour de telles opérations, et de **contributions des chaufferies**.

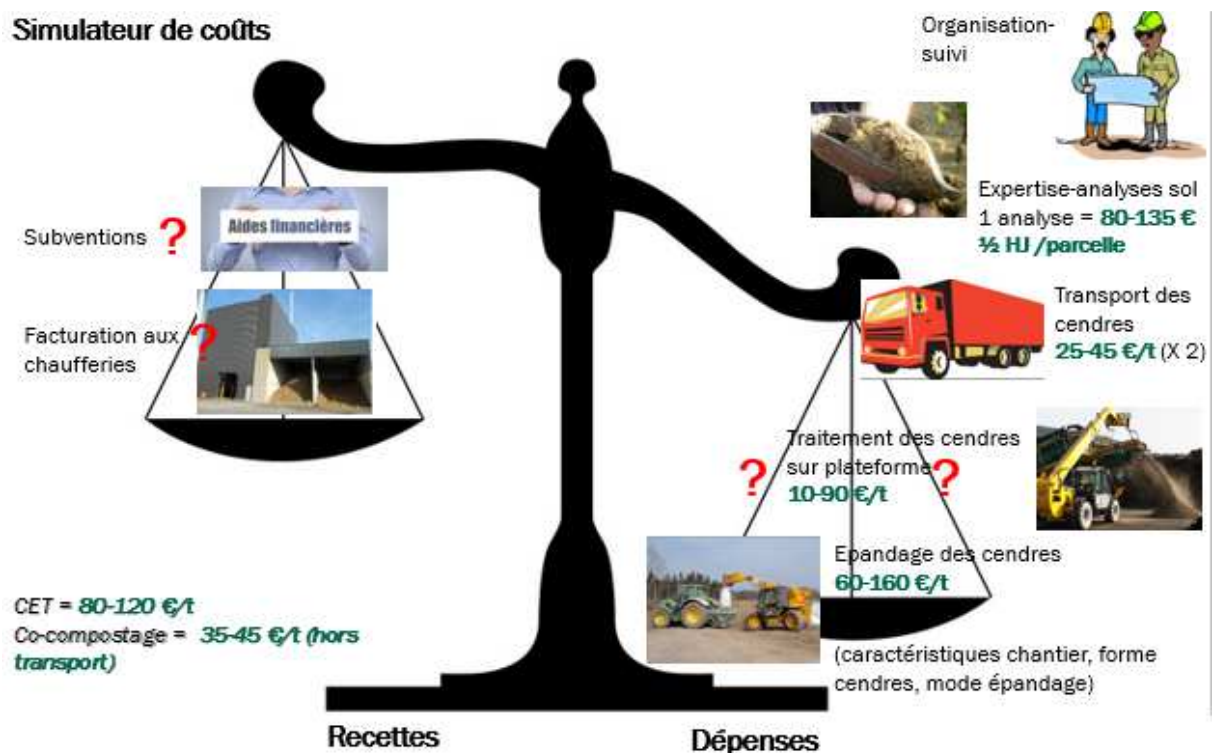


Figure 10 - Composantes du simulateur et intervalles de coûts

2.4.2. Bilan économique à l'échelle gestion

L'analyse bibliographique réalisé pour le projet RESOBIO (Landmann et al. 2014) a mis en évidence, y compris dans les pays où des filières de recyclage des cendres semblent se mettre en place, un défaut d'analyses économiques disponibles sur le sujet.

Les objectifs de cette action sont donc de réaliser, en s'appuyant sur le réseau MOS, des analyses économiques exploratoires de l'intérêt d'une "économie circulaire" des cendres, vues soit comme une solution de compensation des nutriments exportés avec une exploitation accrue de la biomasse, soit en complémentarité ou substitution d'amendements minéraux ou de fertilisants chimiques pour des opérations de restauration de la fertilité des sols ou de soutien voir d'amélioration de la productivité de peuplements.

La méthodologie proposée a consisté à modéliser d'une part des itinéraires de production de peuplements du réseau MOS (données complètes pour hêtre et chêne, soient 12 sites) en se rapprochant au plus près de la gestion locale des sites. A partir de ses scénarios de gestion, on a

décliné 3 *scenarii* de prélèvements de menus bois au fil du cycle de production : 1) pas de récolte de menus bois ; 2) récolte partielle de menus bois = lors de la première éclaircie, puis à la récolte finale ; 3) récolte totale des menus bois = à chaque intervention (toutes les éclaircies et récoltes).

Ensuite, des calculs d'exports de minéralomasse ont été faits afin de proposer différentes stratégies d'apports de cendres sur ces sites. Tenant compte des coûts de la sylviculture observés localement à l'échelle des agences de l'ONF (organisation territoriale interne proche d'un département), des prix régionaux du bois et de 4 hypothèses de simulation de coût potentiel de retours de cendres, les bilans économiques complets sur le long terme sont alors discutés.

2.4.2.1. Construction des itinéraires sylvicoles des essais du réseau MOS

Le réseau MOS (Akroume 2014 ; Akroume et al., 2016) est mis en place depuis 2013, avec pour chaque site des inventaires des peuplements initiaux. Ces peuplements de hêtre et chêne sont en général au stade de la première éclaircie (Tableau 2). Pour chaque site, une simulation de la révolution complète du peuplement a été réalisée à l'aide du modèle Fagacées (Le Moguedec et Dhôte, 2012) repris dans le module Sydy (Philippe Dreyfus) de la plateforme CAPSIS (Dufour-Kowalski et al., 2012). Les guides de sylviculture en vigueur sur chaque site ont été repris, en tenant compte des situations éventuelles de rattrapage de premières éclaircies.

Ce travail a donné lieu au stage de fin d'étude de Damien Lauvin (voir rapport complet Lauvin, 2018). Les éventuels travaux, avant les premières mesures, ont été renseignés, autant que possible, à travers les informations issues de la gestion.

Tableau 2 - Sylviculture courante réalisée sur les 12 sites Chêne et Hêtre du réseau MOS

Age INV = âge d'inventaire,

H0 = hauteur dominante = hauteur des 100 tiges les plus hautes à l'hectare, en mètres,

Fertilité = classe de fertilité,

Sylviculture de rattrapage = retard constaté sur le terrain par rapport au guide, application d'un itinéraire qui permette de « rattraper » l'état préconisé par le guide à un âge donné,

FD, FC = Forêts Domaniales et Communales

Forêt	Origine	Age INV	H0 (m)	Guide de sylviculture	Fertilité	Stade Guide (n° éclaircie)	Stade réel (n° éclaircie)	Sylviculture de rattrapage
sites Chênes								
FC de Reichshoffen (67)	Régé. nat	42 ans	16.5	Chênaies Continentales	F2	2 ^e	1 ^{ère}	Oui
FD Tronçais (03)	Régé. nat	50 ans	17.2	Chênaie Atlantique	F2	2 ^e	1 ^{ère}	Oui
FD Prieuré Grosbois (03)	Régé. nat	37 ans	16.4	Chênaie Atlantique	F1	Entre 1 ^{ère} et 2 ^e	1 ^{ère}	Oui
FD Compiègne (60)	Plantation	30 ans	13	Chênaie Atlantique	F2	1 ^{ère}	1 ^{ère}	Oui
FD Fontainebleau (77)	Régé. Nat	42 ans	12	Chênaie Atlantique	F3	1 ^{ère}	1 ^{ère}	Oui
FD Champenoux (54)	Régé. nat	40 ans	16.4	Chênaies Continentales	F1	2 ^e	1 ^{ère}	Non
sites Hêtres								
FD de la Verrière du Grosbois (25)	Régé. nat	50 ans	21.8	Hêtraies Continentales	Forte	Entre 3e et 4e	4e	Oui
FD Compiègne (60)	Plantation	40 ans	20	Hêtraie Nord-Atlantique	F2	3e	1ère	Oui
FD Ban d'Harol (88)	Régé. nat	35 ans	15.7	Hêtraies Continentales	Forte	1ère	1ère	Oui
FD Darney (88)	Régé. nat	35 ans	17.9	Hêtraies Continentales	Forte	2e	1ère	Oui
FD Saint-Quirin	Régé. nat	32 ans	16	Hêtraies Continentales	Forte	1ère	1ère	Oui
Gaillefontaine (76)	Plantation	40 ans	25	Hêtraie Nord-Atlantique	F2	5e		Oui

2.4.2.2. Raisonnement des quantités d'apports de cendres

A partir des simulations précédentes, l'outil Sydy permet de sortir pour chaque date, la liste des arbres coupés et leurs informations dendrométriques complètes. Une chaîne de calculs mise au point dans le cadre du projet Gerboise (convention ADEME 13-60-C0008) a été ensuite utilisée pour calculer successivement pour chacun des arbres simulés : les volumes des différentes parties de l'arbre (grume, volume bois fort total, menus-bois), puis les biomasses associées et enfin les minéralomasses. Les simulations n'intègrent pas le feuillage qu'on considère être toujours laissé sur la parcelle. Cette chaîne de calculs permet alors de renseigner les parts de minéralomasses exportées selon différentes hypothèses : le comité de pilotage du projet a choisi de représenter 3 situations contrastées :



- Le scénario standard avec export limité au bois fort à chaque intervention (scénario de référence) ;
- Un scénario d'export maximal où tous les menus-bois seraient systématiquement exportés à chaque intervention (sans hypothèse de pertes de bois frais sur la parcelle) ;
- Un scénario intermédiaire de récolte de menus-bois uniquement à la première éclaircie et à la coupe finale, deux opérations pour lesquelles la valorisation de menus-bois pour l'énergie est le plus souvent pratiquée.

Ces 3 scénarios permettent de calculer les différences d'exports de minéralomasse associées à des récoltes supplémentaires de menus-bois pour les 6 sites des deux essences. A noter que l'objectif initial était de représenter la variabilité des situations avec ces 6 sites par essence. Cette variabilité est bien prise en compte pour les fertilités (croissances) dans les modèles, pour les inventaires initiaux et les modalités locales de récoltes. En revanche, il n'a pas été possible dans le temps imparti d'utiliser des modèles sites dépendants pour les concentrations en éléments minéraux. La variabilité des exports en minéraux est donc sous-estimée.

Enfin les quantités d'exports supplémentaires en N, P, K, Ca et Mg permettent de proposer des apports de cendres complémentaires, formulées en P₂O₅, K₂O, CaO et MgO, puis transformées en quantité de cendres (pour une composition moyenne), avec éventuelle complémentation (dolomie, phosphore naturel ou potasse).

Les compositions minérales moyenne des cendres sont issue de

- l'étude en cours et de la base de donnée du Groupe de Travail Amendements Minéraux Basiques du Bureau de Normalisation de la Fertilisation (BDD du GT AMB du BN FERTI), pour des propositions d'ajouts de types de cendres de biomasse dans la norme NFU 44 203 amendements-engrais.
- Une base de donnée indépendant décrite dans le rapport du Comité Interprofessionnel du Bois Energie (CIBE) (source du rapport)
- La composition mesurée des cendres épandues sur le réseau MOS

Les valeurs retenues (Tableau 3) correspondent ainsi aux valeurs médianes de 71 analyses de cendres de biomasse de chaufferies bois (cendres sous foyer, ou de mélange sous foyer et de multi cyclone).

Tableau 3 - Composition des cendres de biomasse bois

En % de MS	CaO	MgO	K ₂ O	P ₂ O ₅
Valeurs retenues pour les simulations (source BDD du GT AMB du BNFERTI)	35	2,3	3,7	1,2
Valeurs médianes du rapport CIBE 2017	25,1	3	5	1,3
Composition des granulés de cendres + dolomie épandus dans les placettes MOS	41	7	3,4	1,1

Pour limiter le tonnage de cendres à épandre (notamment pour arriver à compenser les besoins en P et K), l'intérêt de formulation alternative de cendres avec complémentation par du phosphate naturel (28%) et du KCl forme sulfate (60%) a été également étudié.

2.4.2.3. Bilan économique des différentes hypothèses avec ou non des hypothèses d'interaction des récoltes avec la fertilité

Dans le cadre du projet RESPIRE, les calculs économiques sont ensuite analysés en considérant 11 scénarios issus des prises en comptes combinées de l'impact sur la fertilité et les modalités et coûts d'apports de cendres :

- ✓ Sans prise en compte du risque de baisse de fertilité et de compensation, est ce que la récolte de menus bois améliore sensiblement le bilan économique (au sens du BASI décrit plus bas) ?
- ✓ Avec le principe d'une compensation, la même comparaison de rentabilité est faite avec une hypothèse de retour des cendres en quantité calculée exactement pour compenser l'exportation minérale liée à l'exportation de menus bois, avec plusieurs hypothèses de circuit :
 - La date de l'apport est testée



- au moment du renouvellement en début de révolution
- juste avant la récolte finale pour la révolution suivante ;
- Le coût des cendres, selon l'organisation de la filière avec
 - une fourchette basse : circuit court avec coût de transport réduits, facturation aux chaufferies à hauteur de 75 €/t)
 - une fourchette haute : circuit long avec coût de transport élevé, pas de facturation aux chaufferies ;
- ✓ Avec prise en compte du risque de baisse de fertilité par rétroaction biologique du système. Cette rétroaction n'est pas quantifiable actuellement mais nous avons abordé la question à travers une analyse de sensibilité du bilan économique par rapport à des pertes de fertilité éventuelles de 1, 5 et 10%, pour discuter deux hypothèses :
 - Sans compensation, le bilan économique est-il sensible à la perte de fertilité ?
 - Avec apports tardifs, est ce qu'une légère perte de fertilité peut inverser l'intérêt économique de la date d'apport ?

Tableau 4 - 11 scénarios de calculs issus des combinaisons des impacts sur la fertilité, des modalités d'apports de cendres et des coûts de ces apports.

Impact fertilité	Modalité d'apport de cendres	Coût d'apport de cendres
Sans	-	-
Compensé	Au renouvellement	Transport court - 75€ (facturation chaufferie)
	-	Transport long sans facturation chaufferie
	Avant récolte finale	Transport court -75€ (facturation chaufferie)
	-	Transport long sans facturation chaufferie
Baisse 1%	-	-
	Apports tardifs	-
Baisse 5%	-	-
	Apports tardifs	-
Baisse 10%	-	-
	Apports tardifs	-

Les calculs précédents permettent de mener des analyses économiques sur le long terme en croisant les facteurs suivants : 2 essences, 6 sites par essence, sans apport ou avec compensation, une récolte totale ou partielle (appelé par la suite « mixte »), 2 hypothèses de dates d'épandage et 2 hypothèses de coût de revient des cendres, des hypothèses de baisse de fertilité sur 3 sites de hêtre et 2 sites de chêne. Ceci correspond au total à 248 itinéraires décrits dans le tableau 5.



Tableau 5 - Description des itinéraires sylvicoles de hêtre et de chêne pour mener les analyses économiques sur du long terme.

Site par essence	Itinéraire de référence	Itinéraire Avec récolte totale du Menu Bois			Avec récolte du Menu Bois A la 1 ^{ère} éclaircie et à la coupe finale			Total général
		Cendre Date 0	Cendre Date fin	Pas de cendre	Cendre Date 0	Cendre Date fin	Pas de cendre	
Chêne								
Champenoux	1	2	2	1	2	2	1	11
Compiègne	1			1			1	3
Fontainebleau	1	8	8	4	8	8	4	41
GrosBois	1			1			1	3
Reichshoffen	1	8	8	4	8	8	4	41
Tronçais	1			1			1	3
Hêtre								
Ban d'Harol	1	6	6	3	6	6	3	31
Compiègne	1	8	8	4	8	8	4	41
Darney	1	8	8	4	8	8	4	41
Gaillefontaine	1	2	2	1	2	2	1	11
Saint-Quirin	1	2	2	1	2	2	1	11
Verrière	1	2	2	1	2	2	1	11
Total général	12	46	46	26	46	46	26	248

2.4.2.4. Méthode basée sur le critère du bénéfice actualisé en séquence infinie (BASi)

Le BASi provient des premiers travaux en économie forestière de Faustmann (1849) et se base sur l'hypothèse qu'à la fin d'une révolution, il y en a une nouvelle qui redémarre et la gestion sylvicole peut continuer ainsi à l'infini. Son utilisation est ici nécessaire car les différentes recettes et coûts n'interviennent pas à la même année selon les sites et les itinéraires.

Pour avoir le bénéfice actualisé en séquence infinie (BASi) exprimée en euros/ha, il faut multiplier le BAS par un terme d'actualisation, ce qui donne :

$$BASi = BAS \frac{(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} \quad \text{Équation 8}$$

Où le BAS est le bénéfice actualisé sur une séquence qui est l'équivalent actuel (à l'âge 0 du peuplement) du profit réalisé sur n années pour une révolution. Il s'agit de la différence entre l'ensemble des recettes actualisées et des coûts actualisés durant toute la durée de la révolution qui peuvent être des flux monétaires ponctuels ou récurrents. Le BAS est exprimé en euros/ha et se calcule par la formule suivante :

$$BAS = \sum_{t=0}^n \left[\frac{P_{BIBE} \cdot V_{BIBE}(t) + p \cdot V(t) - c(t)}{(1+r)^t} \right] + \sum_{t=0}^n \left[\frac{Ra - Ca}{(1+r)^t} \right] \quad \text{Équation 9}$$

où

- t : âge du peuplement, variant de 0 à n .
- P_{BIBE} : prix du BIBE (euros/m³) qui inclut le bois fort tige dont le diamètre est inférieur à 225 cm et les houppiers.
- $V_{BIBE}(t)$: volume de houppier enlevé à la coupe (m³/ha).
- $p(\cdot)$: prix du bois d'œuvre (BO) sur pied qui est une fonction variable selon les essences et le volume unitaire moyen, sans prise en compte des coûts d'exploitation (euros/m³).

- $V(t)$: volume total de BO mobilisé à chaque date de coupe qui dépend de l'âge t du peuplement, de la gestion sylvicole envisagée et de la croissance du peuplement. Ce volume est calculé par les modèles de croissance (m^3/ha).
- $c(t)$: coûts liés aux travaux sylvicoles selon l'âge t du peuplement. Il s'agit d'un coût moyen qui inclut les coûts de la main d'œuvre, des machines ou des intrants, ... (euros/ha)
- Ra : recettes annuelles (non liées aux itinéraires de sylviculture) qui peuvent provenir des recettes autres que le bois : potentiellement un revenu de la chasse ou une subvention ... (euros/ha/an).
- Ca : coûts annuels (hors itinéraires de sylviculture) qui sont des dépenses récurrentes comme les frais de gestion, la taxe foncière, les primes d'assurance, les frais de gardiennage ... (euros/ha/an).
- r : taux d'actualisation.

2.4.2.5. Données économiques

L'ensemble des 248 itinéraires ont été repris dans un échéancier de coût dont les types de travaux sylvicoles (désignés *Itinéraires Techniques de Travaux Sylvicoles* ITTS) viennent de référence propre à chaque site sur la base de l'historique disponible des forêts, des documents d'aménagement, des dires d'experts locaux et des guides de sylviculture correspondant à chaque site (tableau 6).

Les coûts de chaque tâche regroupée dans les ITTS et notés $c(t)$ ont été calculés sur la moyenne de tous les chantiers réellement réalisés par chaque agence de l'ONF sur la période de 2017 sur tous les sites, sauf celui du chêne à Fontainebleau en 2016 du fait d'une modification de la gestion forestière en Ile de France ayant eu lieu en 2017. Nous avons utilisé pour cela un outil interne de l'ONF appelé TECK qui permet d'avoir des coûts complets de chaque intervention incluant le coût direct (heure machine, heure de travail, déplacement ...) et le coût fixe (dépenses de fonctionnement, d'encadrement, de gestion technico-administratif). Notons que seules les tâches obligatoires recommandées par les guides de sylviculture de chaque ITTS ont ici été considérées (pas de protection de gibier, pas de préparation de sol particulière...).

Sur les prix du bois il est nécessaire de les évaluer non pas à l'échelle de la parcelle du réseau MOS mais sur le marché du bassin d'approvisionnement. Les prix du bois notés $p(.)$ sont des fonctions de prix du bois-fort (+ plus de 22,5 cm de diamètre) dépendantes du volume unitaire moyen des arbres. Ces courbes ont été ajustées à partir des bases de données nationales de prix de vente sur-pied 2016 et 2017 en vente publique (Montagner, 2017). Quand suffisamment de données étaient disponibles, les courbes de prix ont été différenciées par essence et par direction territoriale sinon une courbe nationale a été utilisée Figure 11. Le prix du bois pour les plus petits diamètres était ensuite de 15 €/m³ pour du bois-fort et 10 €/m³ avec les menus-bois.



Tableau 6 Synthèse des références de coûts des ITTS par essence et par site (codes des ITTS sont donnés dans le tableau des sigles)

	Site	Origine	ITTS1	ITTS2	ITTS3	CodeAG	Nom de l'Agence	Guide de sylviculture
Chêne	Champenuoux	Régé. nat	1CHX1	5CHS2	7CHX1	8665	Meurthe et Moselle	Chênaies Continentales
	Compiègne	Plantation	3CHS02	5CHX01	7CHX1	8510	Picardie	Chênaie Atlantique
	Fontainebleau	Régé. Nat	1CHX2	5CHX1	7CHX01	8515	Fontainebleau	Chênaie Atlantique
	GrosBois	Régé. nat	1CHX1	5CHX1	7CHX1	8355	Berry Bourbonnais	Chênaie Atlantique
	Reich	Régé. nat	1CHX2	5CHS1	7CHX01	8691	Alsace Nord	Chênaies Continentales
	Tronçais	Régé. nat	1CHX1	5CHX1	7CHX1	8355	Berry Bourbonnais	Chênaie Atlantique
Hêtre	Ban d'Harol	Régé. nat	1HET1	5HET3		8660	Vosges Ouest	Hêtraies Continentales
	Compiègne	Plantation	3 HET B	5HET3		8510	Picardie	Hêtraie Nord-Atlantique
	Darney	Régé. nat	1HET1	5HET3		8660	Vosges Ouest	Hêtraies Continentales
	Gaillefontaine	Plantation	3 HET B	5HET3		8510	Picardie	Hêtraie Nord-Atlantique
	Saint-Quirin	Régé. nat	1HET1	5HET1		8630	Sarrebourg	Hêtraies Continentales
	Verriere	Régé. nat	1HET2	5HET3		8440	Doubs	Hêtraies Continentales



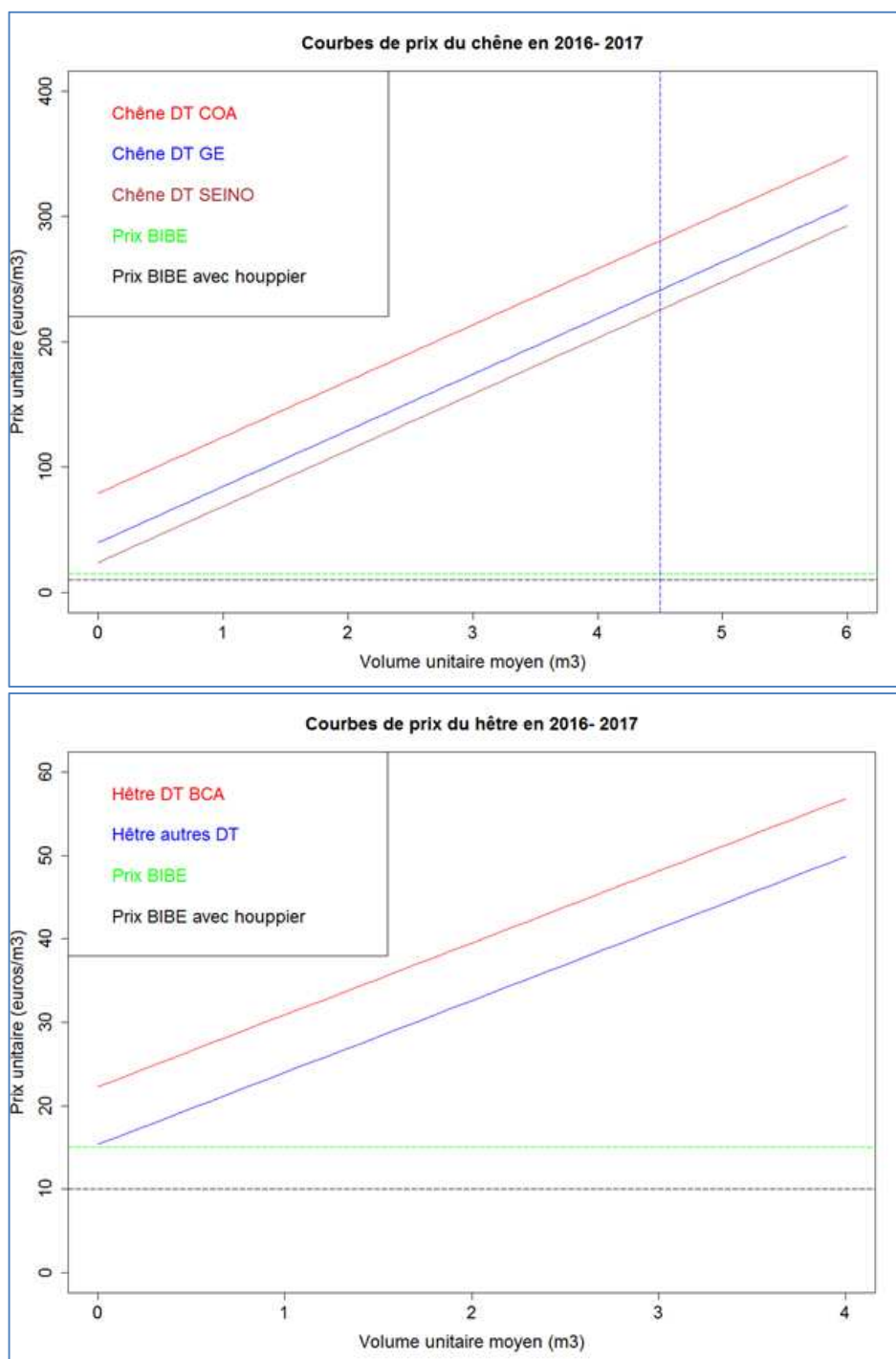


Figure 11 - Comparaison des courbes de prix du chêne en haut et du hêtre en bas par DT selon le volume unitaire moyen sur la période de 2016-2017.

Les calculs économiques ont été réalisés avec deux taux d'actualisation habituels : de 3 % pour le hêtre (durée de production - 100 ans) et 2 % pour le chêne (durée de production proche des 200 ans).

2.4.2.6. Simulation coûts de traitement et épandage des cendres

Un calculateur opérationnel est utilisé pour ajouter ce coût de retour au sol de cendres (coût à la tonne, transport, épandage) et le tonnage correspondant (soit avec des cendres pures, soit avec des cendres complétées avec du phosphate naturel et du KCl). Pour ce calcul, la surface d'épandage est supposée de 30 ha (correspondant à un chantier de taille moyenne avec une surface moyenne de parcelle de 5 ha). L'épandage est réalisé par voie terrestre (hypothèse raisonnable compte tenu des

résultats obtenus sur l'acceptabilité de l'épandage des cendres en forêt) avec un rendement moyen de 4 t/h de cendres épandues (fourchette indicative de rendement de 1 à 4t/h pour un porteur épandeur de 6-8 tonnes, comm. pers. entrepreneur). L'hypothèse de coût moyen de traitement des cendres retenue est de 20 €/t, correspondant à une granulation en bétonneuse (méthode scandinave, in Rasmusson et al, 2013). Pour mémoire, la fourchette estimée de coût de traitement varie entre 10 et 90 €/t de cendres selon l'organisation de filière et le type de stabilisation des cendres (plus mélange éventuel avec d'autres amendements-fertilisants). Deux hypothèses sont faites pour le transport :

- Un circuit court (peu de coût de transport) et une facturation aux chaufferies de 75 €/tonne ;
- Un circuit long (coût de transport élevé) et 0 euros des chaufferies.

En fonction des quantités de cendres à ramener sur la parcelle, des coûts d'épandage ont été ajoutés avec deux hypothèses de date : à l'installation du peuplement (au moment de la plantation ou 3-4 ans en régénération naturelle) ou à la fin (10 ans avant récolte). Les informations disponibles pourraient permettre de réfléchir à différentes stratégies d'apport en ajoutant ou non d'autres éléments aux cendres (afin de compenser certains éléments peu ou pas présents dans les cendres, voir recettes testées en serres en partie 2.3.3.1., et pistes proposées pour les simulations en partie 2.4.2.2). Ces formulations pourraient permettre de mieux équilibrer l'apport et de réduire le tonnage total donc éventuellement de réduire le coût logistique de l'épandage.

2.4.2.7. Analyse de sensibilité selon les changements de fertilité

L'ensemble des paramètres du critère du BASI est caractérisé par de très fortes incertitudes au cours de la durée totale de la révolution (Rakotoarison et al. 2015) en particulier l'évolution des prix du bois. Cependant dans le cadre du projet RESPIRE, le choix a été de se focaliser sur l'étude de sensibilité des bilans économiques à des pertes de fertilité, risque induite par la récolte de menu bois. Les itinéraires sylvicoles précédents ont été refaits par D. Lauvin en faisant varier la courbe de fertilité dans les modèles de croissance. Des hypothèses de variation entre -10 et +10 % de la fertilité initiale ont été représentée sur l'exemple suivant de Ban d'Harol pour visualiser l'impact de ces hypothèses par rapport aux niveaux référencés de fertilité pour le hêtre (Figure 12).

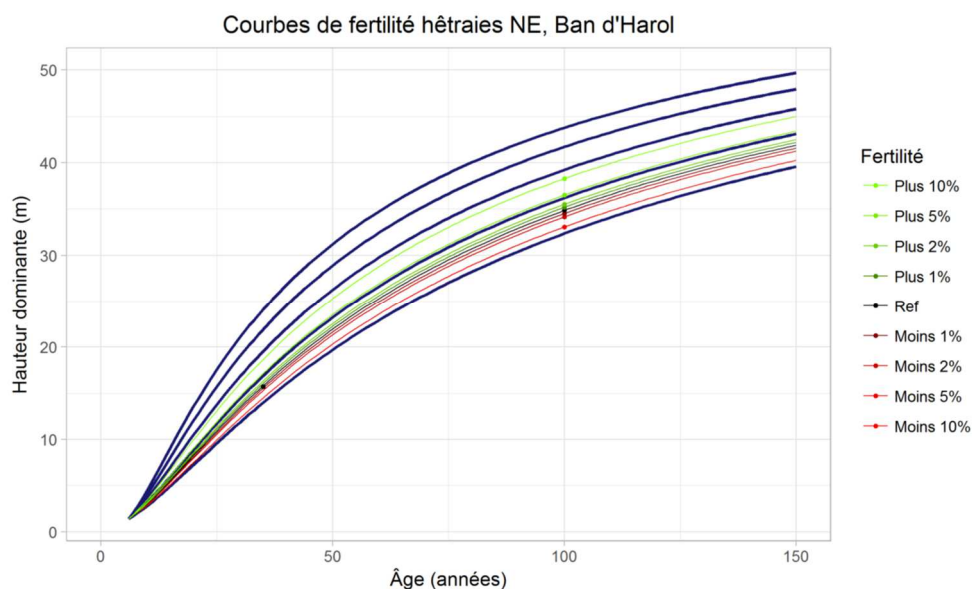


Figure 12 - Exemple d'analyse de sensibilité à + et - 10% sur les courbes de fertilité du hêtre dans le Nord-est (Bontemps 2006). Le point donne la position actuelle de Ban d'Harol sur le faisceau de courbes.

Les itinéraires ont été adaptés en gardant comme référence, pour déclencher les interventions, la hauteur dominante. Les durées de rotation sont légèrement raccourcies ou augmentées selon la fertilité effective. Une variation de 5 % de la fertilité peut augmenter ou réduire la durée de la révolution de près de 10 ans.

Seuls les cas de pertes de 1, 5 et 10% sont ensuite étudiés pour les discussions économiques.

2.4.3. Acceptabilité de l'épandage de cendres par les gestionnaires privés

Nous avons ciblé les membres des trois coopératives de propriétaires forestiers français situés principalement dans l'Ouest de la France (Nord et Sud) ainsi que dans le Centre : COFOROUEST, UNISILVA et CFBL. La raison de cibler les membres des coopératives forestières est que ceux-ci ont généralement une gestion forestière active et sont donc potentiellement des utilisateurs du recyclage des cendres. Il convient de noter qu'il existe un très grand nombre de très petits propriétaires forestiers en France. Plus de deux millions de propriétaires forestiers ayant moins d'un hectare de forêt et une grande partie d'entre eux ne pratiquent aucune gestion active de leur forêt (AGRESTE 2015). Par conséquent, il est très peu probable que ces petits propriétaires adoptent le recyclage des cendres. De plus, les expériences antérieures montrent que ces propriétaires passifs répondront rarement aux enquêtes concernant leur forêt (Petucco et al., 2015).

2.4.3.1. Réalisation du questionnaire

La première version du questionnaire a été développée par les équipes de recherche LEF et BEF, le GCF, l'ONF avec des représentants des coopératives forestières et des experts du service forestier français. La première version du questionnaire a été envoyée sous format papier aux coopératives pour recevoir les premiers commentaires du technicien ayant des contacts quotidiens avec les membres. Une deuxième version du questionnaire a été de nouveau envoyée aux trois coopératives forestières participant au projet et deux propriétaires forestiers de chaque coopérative ont demandé à répondre au questionnaire tandis que le technicien se trouvait à côté d'eux pour observer et débriefer les propriétaires forestiers. Chaque technicien a rapporté ses observations. Le questionnaire a été modifié en conséquence. Les modifications concernaient principalement la description des attributs et l'introduction à l'expérience de choix.

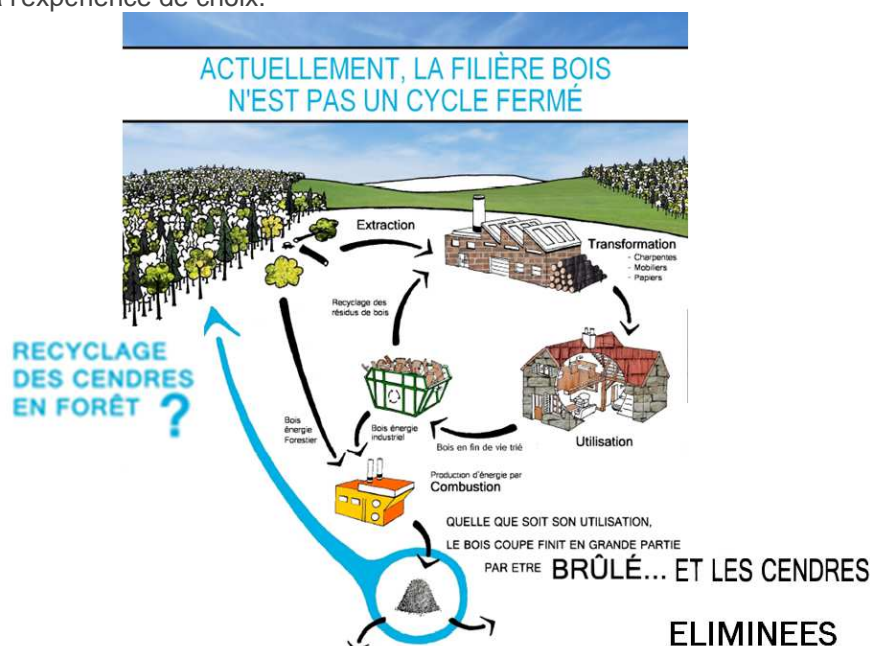


Figure 13 - Illustration réalisée par un professionnel issue du questionnaire soumis aux gestionnaires forestiers privés.

Le questionnaire dans sa version finale comporte 4 parties: la première explique le contexte de la dissémination des cendres en France et notamment que le bois est un matériau renouvelable et recyclable aux usages multiples, dont l'énergie. Les cendres contiennent des éléments minéraux nutritifs et possède des propriétés reconnues de restauration de la fertilité en agriculture. En France, le cadre réglementaire actuel permet l'épandage agricole mais n'autorise pas la dissémination des cendres dans les forêts. Certains pays, cependant, pratiquent ces applications dans la forêt avec une période de plusieurs années (Suède, Finlande par exemple). Ces expériences montrent que, dans certaines conditions, un apport raisonné de cendres pourrait améliorer la productivité et la santé des



peuplements forestiers. Dans la deuxième partie, on a demandé aux gestionnaires forestiers s'ils avaient envisagé le recyclage des cendres et si oui pourquoi (pour compenser l'exportation d'éléments minéraux lors de la récolte de bois, augmenter la productivité des peuplements, valoriser les déchets avec des propriétés basiques et nutritionnelles). Puis dans une troisième partie, les propriétaires forestiers ont été confrontés à 6 choix et à donner pour chacun leur option préférée. La dernière partie demandait aux propriétaires forestiers de donner certaines caractéristiques sur leurs forêts ainsi que leurs informations socio-économiques telles que le niveau d'éducation, l'âge, le travail.

Le questionnaire a été illustré par un professionnel (Figure 13) pour permettre une appropriation visuelle des questions posées dans les choix.

2.4.3.2. Construction de l'expérimentation de choix multiple

Comme introduction à l'ECM (Expérimentation de Choix Multiple), il a été expliqué à chaque gestionnaire que différents scénarios lui seront présentés et qu'il lui serait demandé de choisir celui qu'il préfère. Ceci est répété six fois et dans chaque situation de choix, le gestionnaire peut choisir entre la situation actuelle, c'est-à-dire ne pas avoir de cendres dispersées dans leur forêt et deux scénarios hypothétiques impliquant le recyclage des cendres. Les scénarios hypothétiques varient selon quatre attributs différents, expliqués dans le texte et avec des illustrations. Dans le Tableau 7, les attributs et leurs niveaux sont répertoriés.

Le premier attribut concerne l'impact sur la productivité du recyclage des cendres. Il leur est communiqué que des expériences scientifiques ont montré que l'impact sur la productivité du recyclage des cendres dépend du type de forêt, du type de sol et du traitement des cendres avant l'application. Par conséquent, l'effet n'est pas connu avec certitude aujourd'hui, mais nous leur demandons de faire leurs choix étant donné différentes hypothèses sur les impacts sur la productivité.

Le deuxième attribut concerne la technologie de distribution des cendres. Deux approches principales existent aujourd'hui : l'épandage par hélicoptère ou par tracteur. Il est expliqué que l'avantage de l'épandage par hélicoptère est qu'il n'est pas nécessaire d'avoir d'autres accès routiers à la forêt (avec les risques inhérents de tassement du sol). D'autre part, l'épandage par hélicoptère nécessite de grandes surfaces pour être efficace.

Le troisième attribut est de savoir si les cendres proviennent du bois local utilisé dans la production d'énergie. Cela rejoint des problématiques de circuit court et long.

Enfin, le quatrième attribut concerne les coûts d'application. Il est expliqué aux gestionnaires que les coûts affichés sont nets, c'est-à-dire que tous les coûts associés à l'épandage des cendres sont soustraits des subventions potentielles financées par des fonds publics. La raison pour laquelle nous avons présenté les coûts de cette façon était que nous voulions que les coûts puissent être raisonnables et que les coûts étaient indépendants des autres attributs. Nous avons expliqué que les différents scénarios possibles pour la subvention étaient réalistes. Avant le premier choix, on a rappelé aux gestionnaires qu'ils pouvaient choisir la situation actuelle (pas de cendres) si aucun des scénarios impliquant l'application de cendres ne les intéressait. On leur a également rappelé que les coûts ne dépendaient pas de la méthode d'épandage, de la zone d'application ou de la qualité des cendres, mais qu'ils étaient déterminés par différents niveaux de subvention. Un exemple d'un ensemble de choix est illustré à la Figure 14

Tableau 7 - *Attributs et niveaux présentés dans l'ECM (Expérimentation à choix multiples)*

Attribut	N
Impact des cendres sur la productivité.	Maintien de la productivité actuelle
	5 % d'accroissement
	10 % d'accroissement
	15 % d'accroissement
Technologie pour l'épandage des cendres	Tracteur
	Hélicoptère
Origine des cendres	Locales
	Pas de restrictions
Coûts	0 Euro / ha
	100 Euro / ha
	300 Euro / ha
	500 Euro / ha



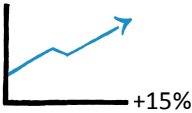
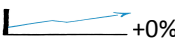

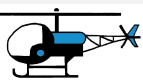
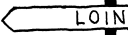
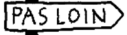


Choix 2	Scenario 0	Scenario 1	Scenario 2
Aspects	Sans cendres	Cendres	Cendres
Impact sur la productivité	-	 +15%	 +0%
Technologie	-		
Origine des cendres	-		
Coûts	0	 300 €/Hectare	 0 €/Hectare
Votre choix →			

Figure 14 - Exemple de choix proposé aux gestionnaires forestiers privés pour l'expérimentation à choix multiples (ECM) sur l'épandage des cendres

2.4.3.3. Analyses statistiques

Une conception D-Efficient a été générée en utilisant le logiciel Ngene pour un modèle logit multinomial avec des priors (*a priori*) basés sur les résultats pré-test et les connaissances d'experts. La conception comprenait 12 ensembles de choix qui ont été divisés en deux blocs de 6. Les répondants ont été assignés au hasard l'un des deux modèles. Nous avons divisé les 12 choix en deux blocs pour éviter que le questionnaire ne soit trop long et éviter qu'un trop grand nombre de propriétaires forestiers ne remplissent pas le questionnaire. Ce fut une question soulevée lors de l'essai du questionnaire.

Après le choix des propriétaires forestiers qui avaient répondu au scénario avec cendres dans tous les choix, il leur est demandé pourquoi ils n'ont pas choisi l'un des scénarios hypothétiques. La section suivante comportait plusieurs questions sur les forêts des propriétaires forestiers et sur leur gestion. Enfin, quelques questions sur le ménage du répondant.



3. Principaux résultats obtenus

3.1. Evolution des propriétés physico-chimiques des sols *in situ*

3.1.1. Approche spectrométrie infrarouge (NIRS)

3.1.1.1. Suivi de la dynamique de la réponse aux traitements

La mise en place des traitements se traduit par une réponse assez lente sur l'évolution des propriétés physico-chimiques des sols, dont un certain nombre sont de toutes façons pas ou très peu impactés par le traitement (texture du sol, teneurs totales en éléments minéraux) au moins sur le court terme. L'analyse des spectres NIRS montre que les traitements appliqués ont eu un impact très limité à 12 mois pour les peuplements de chêne (Figure 15) qui n'a pas été confirmé à 36 mois (Figure 16). L'exportation totale des rémanents couplée à l'extraction annuelle de la litière n'a visiblement pas encore eu ou peu d'effets sur les stocks d'éléments minéraux. Il semble qu'il faille se donner plus de temps pour pouvoir détecter un effet des différents traitements. D'autre part, des analyses plus approfondies de certains pics pourrait mettre en évidence des effets plus ciblés sur certains groupes fonctionnels (cf Figure 15 pour le site de Reichshoffen à 12 mois).

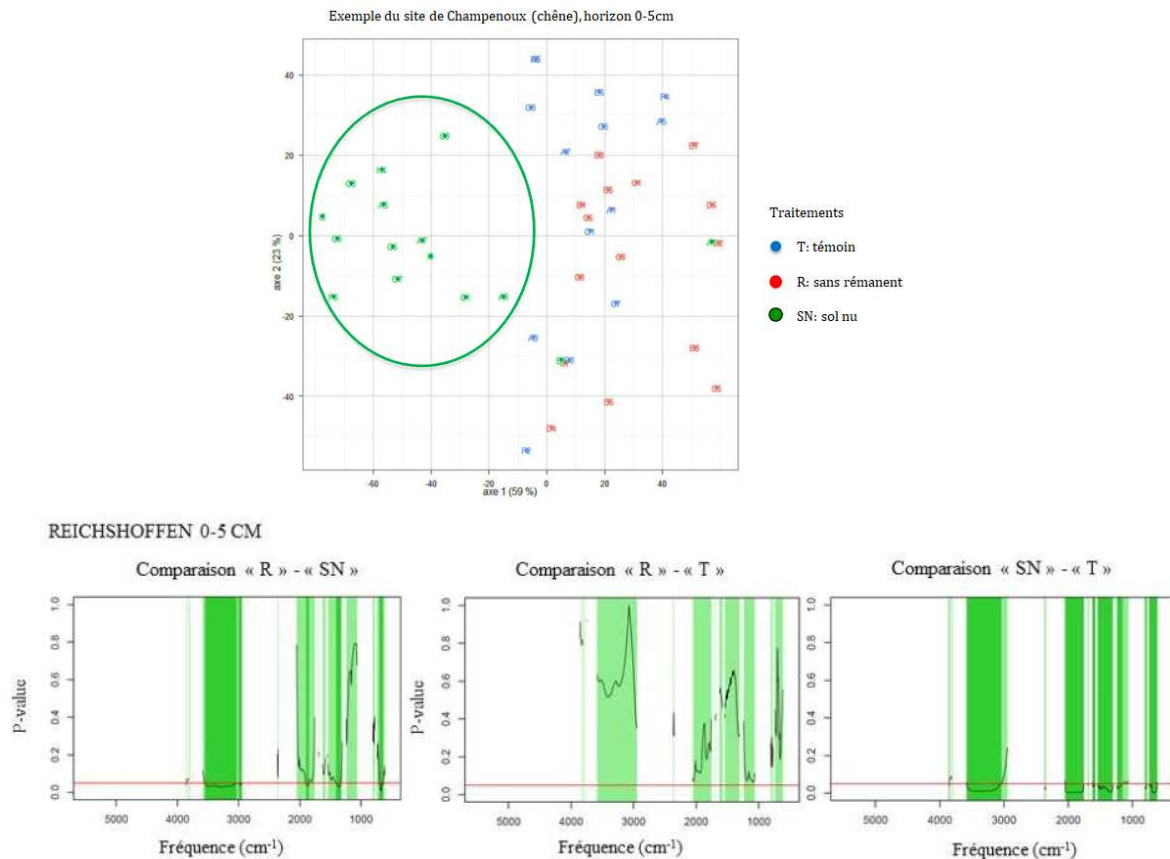


Figure 15 - Analyse par ACP des spectres NIRS de sols T, R, RC et RL de la couche 0 – 5 cm du site de Champenoux (site représentant les sites chêne) à 12 mois et fréquences les plus impactées du spectre sur le site de Reichshoffen (liées à la matière organique, Ludwig et al., 2008 ; Tatzber et al., 2011). R : menus bois exportés, RC : menus-bois exportés et apport de cendre, RL : menus-bois et litière exportés, T : Témoins

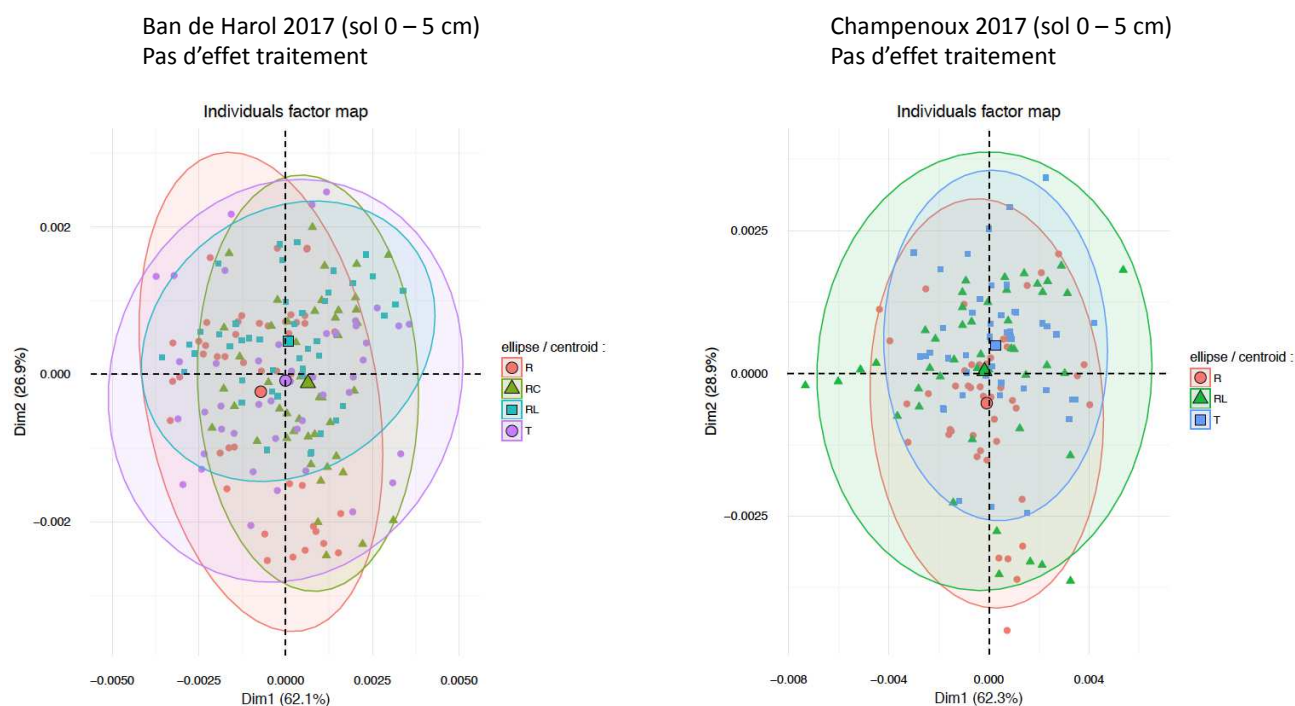


Figure 16 - Analyse par ACP des spectres NIRS de sols T, R, RC et RL de la couche 0 – 5 cm du site de Champenoux (site représentant les sites chêne) et du site de Ban de Harol (site représentant les sites hêtre) à 36 mois. R : menus bois exportés, RC : menus-bois exportés et apport de cendre, RL : menus-bois et litière exportés , T : Témoins

3.1.2. Minéralisation de l'azote

3.1.2.1. Suivi temporel des concentrations en N minéral des sols

Les analyses NIRS n'ont pas permis de mettre en évidence un effet des traitements sur les stocks d'éléments minéraux dans les sols. Une autre façon d'appréhender le compartiment de la matière organique (MO) des sols (le plus impacté par cette étude) est d'étudier la minéralisation et nitrification de l'azote. Cette approche plus fonctionnelle permet de coupler l'activité des bactéries avec la disponibilité en MO. On mesure la concentration en N minéral au moment du prélèvement du sol qui est la résultante entre minéralisation, immobilisation microbienne et prélèvement par les arbres.

Lors des incubations en conditions contrôlées, on mesure ensuite le potentiel des microorganismes à transformer l'azote organique en azote minéral ce qui montre la capacité de microorganismes de minéraliser l'azote organique contenu dans la matière organique du sol.

Les variations de la concentration en N-NH₄ entre les 4 traitements sont assez faibles et ne permettent pas de mettre en évidence un effet du traitement en 2016 et en 2017 sur le site Ban de Harol (Figure 17). Le même constat a été obtenu pour les autres sites « hêtre » du réseau MOS. La concentration en N-NO₃ est plus faible que la concentration en N-NH₄, mais ici aussi pas d'effet du traitement.

Pour les sites chêne, ici illustrés par le site de Champenoux (Figure 17), la concentration en N-NH₄ et en N-NO₃ varie assez peu entre les traitements mais également entre les deux années. La mise en place des traitements n'a pas encore eu d'impact sur la minéralisation et la nitrification de l'azote dans le sol de surface (0 – 5 cm), ni dans le sol plus profond, malgré une forte réduction des intrants dans le traitement RL (zéro rémanent et zéro litière).

La minéralisation et nitrification potentielle (PNM et PNN) de l'azote varie fortement entre les différents sites, mais pas ou plus faiblement entre les 4 traitements (Figure 18). A Verrières, le traitement RL réduit la PMN assez fortement. Cet effet du traitement RL n'est pas observé sur les autres sites. L'application des cendres (RC) augmente la PMN sur le site de Ban de Harol, mais pas sur les autres sites. La nitrification potentielle (PNN) réagit sur le traitement RC ou RL sur certains sites comme

Compiègne, Ban de Harol, Reichshoffen avec une diminution de la production en nitrate. Il semble que le potentiel de minéralisation et nitrification réagit plus rapidement aux changements induit par le traitement les plus drastiques (R et RL).

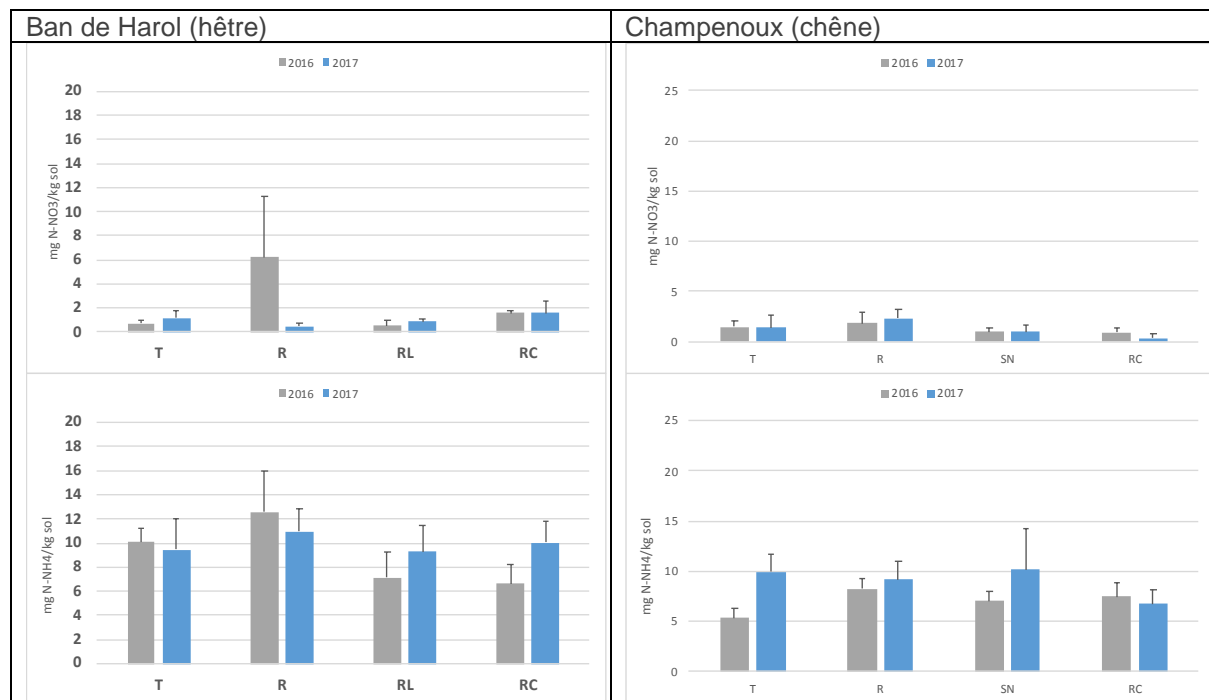


Figure 17 - Concentrations en N-NO3 et N-NH4 dans les sols du traitement T, R, RL (SN) et RC de la couche 0 – 5 cm du site de Ban de Harol (site représentative des sites hêtre) et du site de Champenoux (site représentative des sites chênes). R : menus bois exportés, RC : menus-bois exportés et apport de cendre, RL : menus-bois et lièrre exportés , T : Témoins

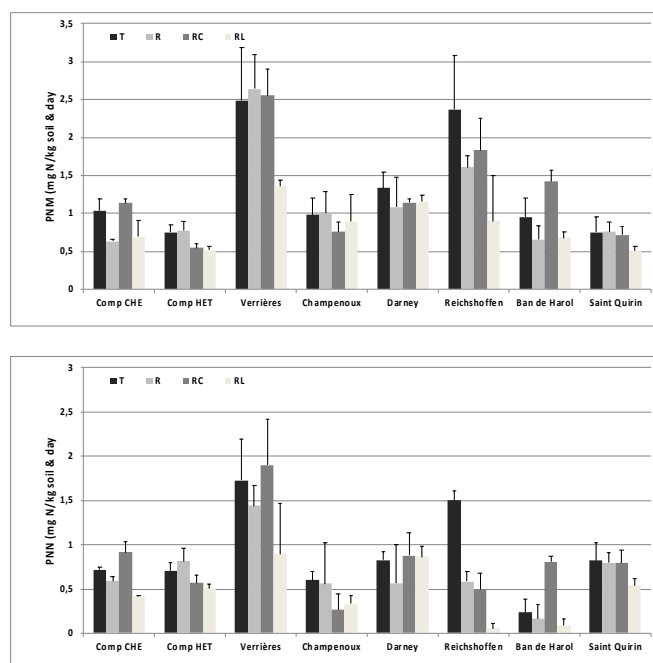


Figure 18 - Minéralisation (PNM) et nitrification (PNN) potentielle dans le sol 0 – 5 cm des sites MOS collectés en mai – juin 2016. R : menus bois exportés, RC : menus-bois exportés et apport de cendre, RL : menus-bois et lièrre exportés , T : Témoins



3.1.3. Stock de carbone dans le sol, taux de minéralisation et carbone microbien

Sur l'ensemble des 10 sites prospectés, quel que soit l'horizon ou l'essence, la gestion de la matière organique (retrait des rémanents et/ou de la litière) avec ou sans apport de cendres n'a aucun impact sur les stocks de C et le carbone microbien sur la période de mise en place de l'expérimentation (Tableau 8, voir également la partie 3.2.5 pour les hêtraies seulement avec un résultat identique, réalisé par une deuxième équipe). On peut cependant noter la présence d'une diminution significative ($-18,62 \pm 14,29\%$) du taux de minéralisation des sols (0-10cm) sous chêne lors de l'export de la totalité de la matière organiques sus-jacente (litière et rémanents forestiers).

Tableau 8 - Moyenne (écart-type) des écarts au traitement témoin (en %) des stocks de Carbone, du taux de minéralisation du C et du carbone microbien suivant les horizons et les essences (Hêtre vs. Chêne) pour les modalités R (rémanents exportés), RL (rémanents et litière exportés) et C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) (Hêtre: n = 18 ; Chêne: n = 12). En gras les écarts significatifs au témoin (test de Kruskal-Wallis : **: $\alpha=0.05$).

Horizons	Variabes	R	C	RL
Litières	Taux de minéralisation du C	0,54 (36,11)	-10,48 (20,61)	
Hêtre	Carbone microbien	24,40 (98,55)	15,24 (59,58)	
Litières	Taux de minéralisation du C	4,30 (40,36)	16,67 (40,48)	
Chêne	Carbone microbien	-3,27 (79,19)	-11,00 (64,98)	
0-10 cm	Stock de C	9,44 (26,54)	7,85 (27,21)	-7,5 (17,26)
de sol	Taux de minéralisation du C	25,64 (15,74)	-5,22 (18,76)	-9,61 (26,03)
Hêtre	Carbone microbien	1,33 (23,36)	-4,40 (27,44)	-13,21 (36,99)
0-10 cm	Stock de C	-1,71 (24,56)	-5,09 (27,85)	5,74 (29,63)
de sol	Taux de minéralisation du C	-12,35 (20,00)	-3,08 (23,18)	-18,62 (14,29)*
Chêne	Carbone microbien	8,10 (39,04)	-3,21 (28,87)	0,04 (40,10)

L'absence d'impact sur les stocks de carbone des sols est à mettre en perspective du pas de temps très court de l'étude (3 ans) et de la jeunesse du dispositif expérimental i.e. un suivi dans le temps est nécessaire pour statuer sur l'absence d'effet sur le long terme. La réduction du taux de minéralisation du carbone dans le traitement RL sous chêne montre un possible effet à moyens termes des exportations sur le cycle du C.

3.2. Evolution des propriétés biologiques des sols *in situ*

3.2.1. Macrofaune du sol

3.2.1.1. Suivi de la dynamique de réponse à la modalité la plus drastique (exportation de la litière et rémanents)

La première approche mise en œuvre pour l'étude de la macrofaune a été de suivre la dynamique de réponse de la faune (à 12, 30 et 36 mois après le début du projet) à la modalité la plus drastique (exportation de litière et de rémanents) sur 4 sites géographiquement proches (Champenois et Reichshoffen, Darney et Verrière-du-Grosbois) dans le but de mettre en évidence des bioindicateurs de pratique dans un même contexte pédoclimatique. Les résultats sont détaillés dans une des publications du projet (Elie et al., 2018).

Parmi les principaux résultats, il est apparu que les taxons de la macrofaune variaient entre les deux types de peuplements, hêtre et chêne. Ce résultat est assez peu renseigné dans la littérature et d'emblée, et contrarie l'identification de taxons bioindicateurs génériques de l'effet des pratiques de



gestion pour les essences feuillues. Si l'abondance des communautés dans les placettes témoins de hêtre et de chêne ne présente pas de différence significative (186 ± 25 individus / m²), la richesse taxonomique au niveau de la famille varie fortement, avec un total de 23 familles identifiées pour les peuplements de hêtres et 16 familles pour les peuplements de chênes. Par ailleurs, l'étude montre que les isopodes sont présents uniquement dans les horizons holorganiques (Horizons O) et par conséquent très fortement impactés par l'exportation de litière. En l'absence d'horizons holorganiques dans le traitement RL, l'analyse des données se concentre sur la faune échantillonnée dans les horizons 0-25cm.

Tableau 9 - Résumé des effets de l'exportation concomitante des rémanents et de la litière en fonction de l'essence (Hêtre ou Chênes) et du temps de mise en place de l'expérimentation (12, 36 mois) sur l'abondance des taxons de macrofaune présents dans les horizons 0-25 cm. Les différences d'abondance entre traitement témoins et traitement exportation sont testées par une analyse SIMPER avec test de permutations (9999 permutations). Seuls les résultats significatifs ($p < 0,05$) sont présentés ici. La méthode IndVal fut appliquée pour mettre en évidence les taxons bioindicateurs de l'effet traitement. Seules les valeurs IndVal approchant ou supérieures à 70% sont reconnues comme significatives. Nombre de répétitions par modalité : n=6.

Essence / temps depuis la mise en place du traitement	Taxon	Abondance moyenne dans le traitement RL	Abondance moyenne dans la modalité témoin	Seuil de significativité	IndVal value	Groupe trophique
Chêne 12 mois	Craspedosomatidae	0 ± 0	5.84 ± 0.97	<0.010	66%	Detritivore
	<i>Allolobophora chlorotica</i>	0 ± 0	8 ± 2.23	<0.100		Detritivore
	Lepidoptera	2.66 ± 0.48	0 ± 0	<0.100		Detritivore
Chêne 36 mois	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0 ± 0	1.77 ± 0.45	<0.050		Detritivore
	<i>Diachromus germanus</i>	0 ± 0	1.77 ± 0.45	<0.050		Detritivore
	<i>Lumbricus rubellus</i>	0 ± 0	2.66 ± 0.74	<0.050		Detritivore
	<i>Apterygida media</i>	0 ± 0	2.66 ± 0.74	<0.050		Predator
	<i>Clubionidae sp</i>	0 ± 0	1.77 ± 0.45	<0.050		Predator
	Mycetophilidae larvae	1.77 ± 0.72	3.55 ± 0.72	<0.100		Predator
	Tenebrionidae larvae	0 ± 0	2.66 ± 0.48	<0.050		Predator
	<i>Lithobius sp. (young)</i>	0 ± 0	4.44 ± 1.42	<0.050		Predator
Hêtre 12 mois	<i>Lumbricus (young)</i>	23.11 ± 5.23	48.88 ± 8.57	<0.100		Detritivore
	Enchytraeidae	0 ± 0	0.88 ± 0.36	<0.010		Detritivore
	<i>Sphaeridium scarabeoides</i>	1 ± 0	0.88 ± 0.37	<0.010		Detritivore
	Cyclorrhapha larvae	0 ± 0	3.55 ± 0.45	<0.050	66%	Predator
	<i>Lithobius borealis</i>	0 ± 0	6.22 ± 1.03	<0.010		Predator
	<i>Lamyctes emarginatus</i>	2.66 ± 0.74	0 ± 0	<0.100		Predator
	<i>Lithobius lucifugus</i>	0 ± 0	0.88 ± 0.36	<0.010		Predator
	Philoscidae	0 ± 0	0.88 ± 0.36	<0.010		Predator
	Segestridae	1.77 ± 0.45	0.88 ± 0.36	<0.10		Predator
	Staphylinidae	2.66 ± 0.74	8 ± 1.34	<0.050		Predator
	<i>Strigamia accuminata</i>	0 ± 0	0.88 ± 0.36	<0.010		Predator
	Hêtre 36 mois	<i>Abax parallelus</i>	0 ± 0	0.88 ± 0.36	<0.001	
<i>Campodea fragilis</i>		0 ± 0	4.44 ± 1.03	<0.001		Detritivore
<i>Satchellius mammalis</i>		0 ± 0	0.88 ± 0.36	<0.001		Detritivore
<i>Agelenidae sp</i>		0 ± 0	1.77 ± 0.45	<0.001		Predator
<i>Cryptops hortensis</i>		0 ± 0	1.77 ± 0.45	<0.050		Predator
<i>Dignathodon microcephalum</i>		1.77 ± 0.45	6.22 ± 1.03	<0.050		Predator
Anisopidae larvae		0 ± 0	0.88 ± 0.36	<0.001		Predator
Elateridae larvae		5.33 ± 1.37	15.11 ± 0.87	<0.050	70%	Predator
Scarabeoidea larvae		0 ± 0	0.88 ± 0.36	<0.001		Predator
<i>Lithobius borealis</i>		0 ± 0	7.28 ± 1.04	<0.001	66%	Predator
<i>Lithobius calcaratus</i>		0 ± 0	0.88 ± 0.36	<0.001		Predator
<i>Lithobius erythrocephalus</i>		0 ± 0	0.88 ± 0.36	<0.001		Predator
<i>Geophilomorpha sp</i>	0 ± 0	1.77 ± 0.45	<0.1		Predator	
<i>Xantholinus sp</i>	0 ± 0	1.77 ± 0.45	<0.05		Predator	

L'étude montre un fort impact négatif des exportations de litière sur la communauté de la macrofaune de ces horizons, avec une diminution de l'abondance des individus pour 53 % des taxons observés,



tandis que 43,5 % des taxons identifiés ne montrent aucune réponse significative aux exportations. Seulement deux taxons voient leurs abondances augmentées : les larves de lépidoptères et le chilopode *Lamyctes emarginatus* (Newport, 1844), qui ne sont jamais présents dans les placettes témoins et apparaissent dès la première année, respectivement dans les peuplements de chênes et de hêtres (Tableau. a). D'un point de vue fonctionnel, 36 mois après le début de l'expérience, 31 % des taxons de détritivores et 40 % des taxons de prédateurs identifiés dans les placettes témoins ont totalement disparu des placettes ayant subi une exportation de la litière et des rémanents. Une telle réduction de la diversité biologique dans ces deux groupes trophiques peut fortement impacter le fonctionnement des sols (Hunt and Wall, 2002; Lavelle, 1996; Wagg et al., 2014).

La variabilité des réponses au sein des taxons échantillonnés suggère la possibilité d'utiliser certains d'entre eux comme indicateurs de sensibilité de l'écosystème à l'exportation de matière organique. L'utilisation de la méthode IndVal a permis de mettre en évidence 4 taxons potentiellement indicateurs de l'exportation (Tableau 9).

Nous insistons sur le terme « potentiellement » car McGeoch et al. (2002) spécifient une valeur seuil minimale de 70% pour l'indice IndVal – Tableau 9, valeur à partir de laquelle un taxon peut être considéré comme bioindicateur d'une pratique. Or, parmi les 4 taxons candidats à la biodiagnostic, trois approchent cette valeur seuil (IndVal = 66%) et un l'atteint seulement. Parmi ces quatre taxons, deux taxons sont qualifiés d'indicateurs précoces i.e. disparaissant dès 12 mois après le début de l'expérimentation puis réapparaissant par la suite : la famille des Craspedosomatidées (diplopodes) pour les peuplements de chênes et l'infra-ordre des Cyclorrhapha (Diptères) pour les peuplements de hêtres. Un taxon est qualifié d'indicateur tardif pour les peuplements de hêtres i.e. répondant seulement 36 mois après le début de l'expérimentation : la famille des Elateridae (coléoptères). Enfin, le plus intéressant des taxons indicateurs est qualifié de précoce et constant, i.e. disparaissant dès 12 mois après le début de l'expérimentation sans réapparaître mais concerne uniquement les peuplements de hêtre : le chilopode *Lithobius borealis* (Meinert, 1868).

3.2.1.2. Réponse à l'ensemble des modalités expérimentées dans le réseau MOS

Le suivi de la cinétique de réponse de la macrofaune du sol sur 4 sites de l'Est de la France a permis de faire émerger des taxons indicateurs plus ou moins précoces des effets de l'exportation totale de biomasse (litière et rémanents), taxons variables en fonction de l'essence considérée (hêtre ou chêne). Toutefois, il est apparu impossible de faire émerger une espèce indicatrice de l'effet d'une pratique en particulier et commune aux 2 essences (Hêtre et Chêne). Dans un second temps, cette étude a donc été portée sur 10 sites du réseau (4 chênes et 6 hêtres) et s'est limitée à appréhender la réponse de différents groupes taxonomiques à deux niveaux supra-spécifiques : la famille et l'ordre. En réduisant le « niveau de précision » taxonomique, l'objectif est de mettre en évidence des indicateurs biologiques plus génériques de réponse à l'ensemble des modalités expérimentales testées sur le réseau MOS et valables pour l'ensemble des sites feuillus de ce réseau.

3.2.1.2.1. Réponse à l'exportation totale de la matière organique

Comme pour l'approche à 4 sites, la comparaison de la faune échantillonnée dans les horizons 0-25cm est possible entre toutes les modalités expérimentales mais impossible avec la modalité RL pour les horizons holorganiques du fait de l'exportation totale de ces derniers dans cette modalité. Les communautés de faune endogées (0 – 25 cm) sont fortement impactées par cette modalité avec une diminution significative de l'abondance (Figure 19) et de la richesse taxonomique en nombre d'ordres présents (Figure 20). Si cette diminution est significative pour les deux types de peuplements, elle est beaucoup plus marquée sous hêtre (- 62,02 % en abondance et - 45,69 % en richesse) que sous chêne (- 14,83 % en abondance et - 24,07 % en richesse). Dans le détail, les groupes de prédateurs sont impactés sous hêtres (- 43,26 % en abondance) et sous chênes (- 58,88 % en abondance) tandis que les détritivores sont significativement et fortement impactés uniquement sous hêtre (- 70,05 % en abondance). Toutefois, au niveau taxonomique de la famille (tableau 11).

), toutes les familles, exceptions faites des Carabidae (coléoptères prédateurs) sous hêtre et des Brentidae (coléoptères xylophages) sous chênes, sont négativement impactées par l'exportation totale de matière organique. Sous hêtre, sur les 11 familles impactées, 6 (4 familles de prédateurs et 2 de



détritivores) ne sont plus représentées 3 ans après le début du projet. Sous chênes, 4 familles sont impactées dont 2 familles de prédateurs qui ne sont plus présentes après 3 ans.

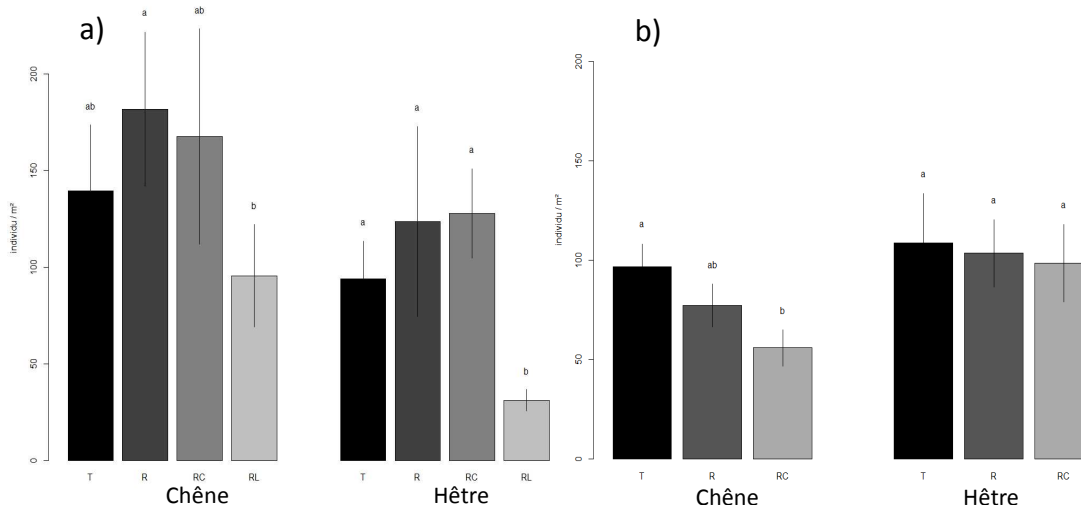


Figure 19 - Abondance de la macrofaune du sol a) dans les horizons organo-minéraux et minéraux 0-25 cm et b) dans les horizons hologanique. T. Traitement témoin, R. Rémanents exportés, RC. R Rémanents exportés et compensation par ajout de Cendre, RL Rémanents et Litière exportés. a-b indiquent des différences significatives après Test de Kruskal Wallis et test de comparaison multiple post hoc au seuil $p < 0,05$; $n=18$ pour le Hêtre, $n=12$ pour le Chêne.

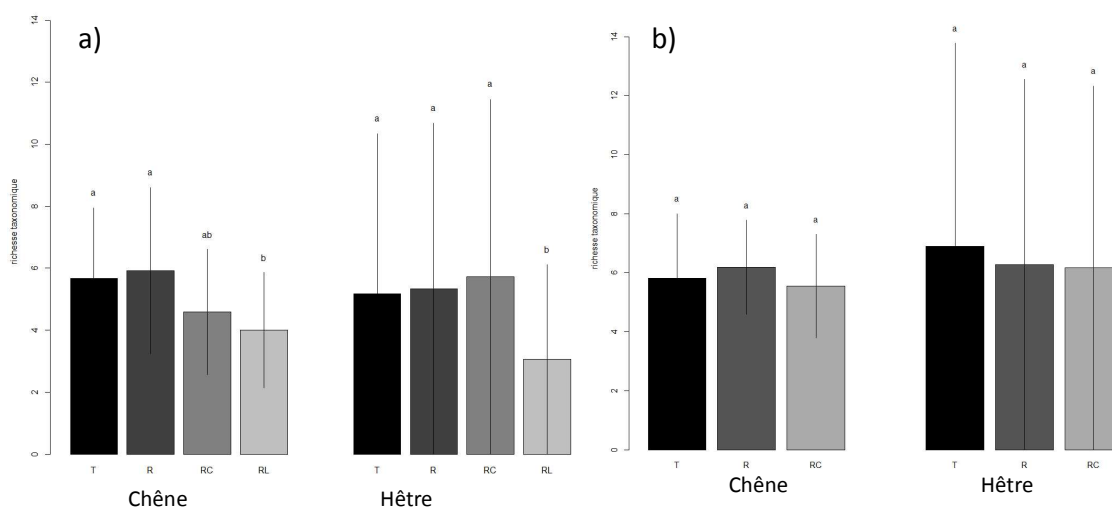


Figure 20 - Richesse taxonomique (en nombre d'Ordres) de la macrofaune du sol a) dans les horizons organo-minéraux et minéraux 0 - 25 cm et b) dans les horizons hologaniques. T, Traitement témoin ; R, Rémanents exportés ; RC, R Rémanents exportés et compensation par ajout de Cendre ; RL, Rémanents et Litière exportés. a - b indiquent des différences significatives après Test de Kruskal Wallis et test de comparaison multiple post hoc au seuil $P < 0,05$, $n=18$ pour le Hêtre, $n=12$ pour le Chêne.

3.2.1.2.2. Réponse à l'exportation des rémanents sans compensation par ajout de cendres

La macrofaune endogée (horizons 0-25 cm) n'est pas significativement impactée, ni en abondance (Figure 19) ni en richesse taxonomique (en nombre d'ordres) (Figure 20) par l'exportation des rémanents. Il en va de même pour la faune héli-épigée (horizons hologaniques) même si dans ce cas, les abondances ont une tendance marquée à la diminution sous peuplements de chênes.

Toutefois, cette absence de réponse significative globale masque des disparités selon les groupes trophiques, les ordres et les familles.

Sous hêtre, les espèces de l'ordre des Scolopendromorphes (prédateurs - Chilopodes) et des Diploures (détritviores) perdent en moyenne respectivement 44,53 % et 47,5 % de leurs abondances dans les horizons 0-25cm suite à l'exportation de rémanents (tableau 10).

). Les espèces de l'ordre des Stylommatophora (Gastéropodes - détritviores), perdent en moyenne 50,78 % de leurs abondances dans les horizons hologaniques (Concernant les peuplements de chênes, la macrofaune montre une chute significative des abondances dans les horizons de litières en réponse à l'exportation avec compensation (Figure 19) ainsi qu'une diminution de la richesse taxonomique en nombre d'ordres dans les horizons 0-25cm (Figure 20). Dans le détail, pour la faune endogée (0-25cm), les ordres des Coleoptères et des Dermaptères (prédateurs, perce-oreilles) voient leurs effectifs chuter en moyenne respectivement de 44,12 % et 75,00 % par rapport aux témoins. A contrario, l'ordre des Crassicolitellata (vers de terre) enregistre une très forte augmentation de l'abondance (+ 111,02 % en moyenne par rapport au témoin).

A noter que cette augmentation existe déjà dans les autres modalités (exportation de rémanents et exportation des rémanents et de la litière) sans être significative (tableau 10). A l'échelle des familles, les Curculionidées (coléoptères phytophages), les Lithobiidées (Chilopodes – prédateurs) et les Cryptopidées (Chilopodes – prédateurs) montrent des diminutions importantes d'abondance tandis que les Trischoniscidées (Cloportes détritviores) et les Forficulidées (Perce-Oreilles prédateurs) disparaissent totalement en réponse à la modalité expérimentale.

Concernant les organismes de la litière, les ordres des Araneae (Araignées prédatrices), des Diptera, des Glomerida (Diplopodes détritviores) et des Hyménoptères présentent une perte d'abondance significative avec en moyenne respectivement - 49,32 %, - 75,00 % et - 50,00 % et - 70% par rapport à la modalité témoin (tableau 12). A l'échelle des familles, 8 sont impactées dont 5 disparaissent totalement dans la modalité exportation des rémanents avec compensation par ajout de cendre (tableau 13).

Tableau 13 A l'échelle des familles, une famille de prédateurs (Hahniidées – araignées) apparait dans les horizons 0-25 cm en réponse à l'exportation (tableau 11). Cette famille habituellement inféodée aux horizons de litières semble donc migrer en profondeur avec l'exportation de rémanents. Il y a une perte en abondance marquée pour 5 familles dans les horizons hologanique : 4 familles de détritviores et 1 famille de prédateur (tableau 14).



Tableau 10 - Écart au traitement témoin (%) des abondances des prédateurs, des détritivores et de l'ensemble des ordres échantillonnés dans les horizons 0 - 25cm et holorganiques (O) des modalités R (rémanents exportés), RL (rémanents et litière exportés) et C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) (Hêtre: n = 18 ; Chêne: n = 12). En gras les écarts significatifs au témoin (test de Kruskal Wallis : **): $\alpha=0.05$ et ' : $\alpha=0.1$).

Essence / horizons	Variable	Traitement R	Traitement C	Traitement RL
Horizons 0-25 cm	Total predators	57,98 (140,35)	106,37 (192,16)	-43,26 (68,87) *
Hêtres	Total détritivores	176,63 (371,43)	173,41 (386,73)	-70,05 (39,21) *
	Coleoptera	-3,9 (49,58)	37,02 (105,35)	-53,12 (43,6) *
	Crassiclitellata	209,45 (453,41)	242,47 (646,48)	-69,80 (39,48) *
	Diplura	-47,05 (51,44) *	-2,77 (106,37) *	-52,88 (51,51)
	Geophilomorpha	30,73 (84,14)	62,43 (93,57)	-34,11 (36,97) *
	Glomerida	0,05 (0,24)	0,16* (0,98) *	0 (0)
	Lithobiomorpha	-1,29 (67,44)	32,44 (102,67)	-47,05 (51,44) *
	Scolopendromorpha	-44,53 (78,87) *	26,19 (156,12)	-70,58 (46,96) *
	Aranea	-29,05 (66,45)	-16,61 (79,99)	-26,47 (86,81)
	Dermaptera	0,11 (0,33)	0,11 (0,32)	0,05 (0,24)
	Diptera	-31,64 (94,61)	-39,04 (164,76)	-36,57 (78,24)
	Hemiptera	0 (0)	0,05 (0,23)	0 (0)
	Hymenoptera	-26,47 (50,36)	-33,27 (48,54)	-29,35 (47)
	Isopoda	-8,82 (141,68)	-33,33 (76,69)	-47,7 (51,44)
	Julida	-17,58 (78,95)	-16,55 (105,73)	-52,88 (51,51)
	Lepidoptera	0,05 (0,24)	0 (0)	0 (0)
	Polydesmida	0,05 (0,24)	0,22 (0,73)	0 (0)
	Stylommatophora	0,35 (0,99)	0,11 (0,32)	0 (0)
	Carbon stock	9,44 (26,54)	7,85 (27,21)	-7,51 (17,26)
	Microbial Carbon	2,67 (26,30)	-0,64 (35,10)	-13,92 (37,33)
Horizons 0-25 cm	Total predators	36,44 (65,54)	-21,88 (58,85)	-58,88 (34,19) *
Chênes	total détritivores	85,39 (124,28) *	50,40 (78,70)	19,73 (111)
	Coleoptera	7,81 (40,48)	-44,12 (59,97) *	-17,29 (66,37) §
	Crassiclitellata	220,67 (503,83)	111,02 (206,75) *	128,09 (430,552)
	Dermaptera	-40,9 (110,78)	-75 (97) *	-72,72 (46,7)
	Geophilomorpha	45,29 (91,77)§	8,92 (115,99)	-43,90* (44,9) *
	Hemiptera	0,27 (64) *	0 (0)	0 (0)
	Hymenoptera	0,36 (0,5) *	0,08 (0,28)	0,45 (1,21)
	Lithobiomorpha	-56,63 (93,3)	-30 (113,93)	-100 (0) *
	Aranea	86,36 (195,05)	-29,66 (65,56)	-4,54 (93,41)
	Blattodea	-27,27 (46,7)	-25 (45,22)	-27,27 (46,7)
	Diptera	-25,2 (101,99)	-16,28 (98,01)	-19,83 (103,93)
	Glomerida	0,09 (0,3)	0 (0)	0 (0)
	Isopoda	-27,18 (46,76)	-12,5 (60,77)	-31,81 (56)
	Julida	-2,59 (109,88)	-14,28 (49,86)	-46,66 (47,51)
	Lepidoptera	0,18 (0,4)	0,08 (0,28)	0 (0)
	Opiliones	0 (0)	0,0833 (0,08)	0 (0)
	Polydesmida	0 (0)	0 (0)	0,18 (0,4)
	Scolopendromorpha	-40,72 (58,52)	9,47 e-15 (165,14)	-45,45 (52,22)
	Stylommatophora	0 (0)	0,08 (0,28)	0,09 (0,3)

Parmi les détritivores, le cas des Isopodes (Oniscidées) est à souligner car ces espèces inféodées au bois mort ont des abondances chutant de 4,08 individus par m² dans les placettes témoins à 0,28 individus.m⁻² dans les placettes dont les rémanents ont été exportés (tableau 13).

Sous peuplement de chênes, l'abondance totale de la macrofaune augmente de manière non-significative dans les horizons 0-25cm en partie du fait d'une augmentation significative des ordres suivants : Geophilomorpha (Prédateurs - Chilopodes), Hyménoptères et Hémiptères (Tableau b.). Cette faible réponse dans les horizons 0 – 25 cm est à opposer avec celle de la macrofaune des horizons de litière avec une chutes importante des abondances par rapport à la modalité témoin pour les ordres suivants : Aranea (- 37,91 %, prédateurs), Glomerida (- 49,91 %, diplopodes détritivores) et Hymenoptera (- 55,00 %, fourmis prédatrices / omnivores) (tableau 12).



Tableau 11 - Résumé des résultats de l'analyse SIMPER sur la contribution à l'écart au traitement témoin (part du pourcentage d'écart au traitement témoin présenté dans le tableau b) des familles de macroarthropodes présentes dans les horizons 0 – 25 cm pour les traitements R (rémanents exportés), RL (rémanents et litière exportés) et C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) (Hêtre: n = 18 ; Chêne: n = 12) en fonction des essences (Hêtre ou Chênes). n=18 pour le Hêtres et n=12 pour le Chêne. Seules les familles présentant une réponse significative au seuil de $p < 0,1$ sont présentées.

Essences / Traitement	Famille	Ordre	Groupes Trophiques	Contribution à la dissimilarité (%)	Abondance moyenne (ind/m ²) dans le traitement expérimental	Abondance moyenne (ind/m ²) dans la modalité témoins	p
Hêtre horizon 0-25cm Traitement R	Hahniidae	Aranea	Predators	0,91 (0,02)	1,19 (2,92)	0,00	0,061
Hêtre horizon 0-25cm Traitement C	Cryptopidae	Scolopendromorpha	Predators	2,90 (0,03)	2,37 (3,75)	2,66 (4,19)	0,047
Hêtre horizon 0-25cm Traitement RL	Elateridae	Coleoptère	Detritivores	14,67 (0,09)	4,08 (5,82)	13,33 (9,54)	0,001
	Rhagionidae	Diptère	Predators	8,88 (0,08)	3,14 (5,67)	6,22 (9,19)	0,003
	Carabidae	Coleoptère	Detritivores	3,83 (0,05)	1,88 (3,23)	1,48 (3,06)	0,080
	Cryptopidae	Scolopendromorpha	Predators	2,59 (0,03)	0 (0)	2,66 (4,19)	0,045
	Campodeidae	Diplura	Detritivores	2,45 (0,03)	0,31 (1,29)	2,07 (4,14)	0,013
	Philosciidae	Isopoda	Detritivores	1,87 (0,04)	0 (0)	0,89 (2,74)	0,001
	Agelenidae	Aranea	Predators	1,86 (0,03)	0,62 (1,77)	0,88 (2,04)	0,074
	Tipulidae	Diptère	Predators	1,71 (0,02)	0,31 (1,29)	1,48 (3,06)	0,014
	Liocranidae	Aranea	Predators	1,06 (0,02)	0 (0)	0,89 (2,74)	0,006
	Scatopsidae	Diptère	Detritivores	0,38 (0,01)	0 (0)	0,30 (1,25)	0,001
	Anisopidae	Diptère	Predators	0,22 (0,01)	0 (0)	0,30 (1,25)	0,001
	Cheiracanthium	Aranea	Predators	0,13 (0,00)	0 (0)	0,30 (1,25)	0,001
Chêne horizon 0-25cm Traitement R	Dignathodontidae	Geophilomorpha	Predators	2,06 (0,03)	2,22 (3,56)	0,44 (1,53)	0,099
	Forficulidae	Dermaptera	Predators	1,37 (0,01)	1,33 (3,31)	2,22 (3,56)	0,026
	Agelenidae	Aranea	Predators	0,82 (0,02)	1,33 (3,31)	0 (0)	0,086
Chêne horizon 0-25cm Traitement C	Curculionidae	Diptera	Detritivores	4,44 (0,05)	2,66 (5,33)	4,88 (4,80)	0,026
	Lithobiidae	Lithobiomorpha	Predators	2,98 (0,03)	2,66 (3,59)	3,55 (6,15)	0,074
	Trichoniscidae	Isopoda	Detritivores	2,04 (0,04)	0,00	1,33 (4,61)	0,079
	Cryptopidae	Scolopendromorpha	Predators	1,53 (0,02)	0,44 (1,53)	1,33 (2,41)	0,095
	Forficulidae	Dermaptera	Predators	1,24 (0,02)	0 (0)	2,22 (3,56)	0,063
Chêne horizon 0-25cm Traitement RL	Curculionidae	Coleoptera	Detritivores	4,43 (0,04)	0,48 (5,33)	4,88 (4,80)	0,047
	Brentidae	Coleoptera	Detritivores	2,81 (0,04)	2,91 (6,47)	0,89 (3,07)	0,088
	Schenydyliidae	Geophilomorpha	Predators	1,78 (0,03)	0,97 (2,15)	2,22 (2,31)	0,017
	Cryptopidae	Scolopendromorpha	Predators	1,61 (0,02)	0 (0)	1,33 (2,41)	0,082
	Forficulidae	Dermaptera	Predators	1,38 (0,02)	0 (0)	2,22 (3,56)	0,023

3.2.1.2.3. Réponse à l'exportation des rémanents avec compensation par ajout de cendres

Dans la droite ligne des résultats précédents, la réponse de la macrofaune du sol à l'exportation de rémanent compensée par l'ajout de cendre est variable selon les essences, c'est-à-dire sous hêtre ou chêne.

Sous hêtre, l'abondance des individus, la richesse taxonomique moyenne en ordres et globalement l'abondance de tous les ordres ne sont pas significativement impactées (Figure 19, Figure 20). Seuls quelques ordres et familles répondent significativement. Les ordres des Diploures (détritviores) et des Glomerida (Diplopodes détritviores) montrent une abondance positivement mais faiblement impactées par l'ajout de cendre (respectivement + 2,77 % et + 0,16 % en moyenne par rapport au témoin) (tableau 10). A l'échelle des familles, seule la famille des Cryptopidées (Chilopodes – prédateurs) montre une réponse négative à l'exportation avec compensation par cendres, avec une faible mais significative diminution d'abondance passant en moyenne de 2,66 individus.m-2 dans la modalité témoins à 2,33 ind.m-2 dans la modalité amendée avec la cendre. Pour les horizons de litière, à l'échelle des ordres, il n'y a pas d'impact significatif de l'exportation de rémanents compensée par cendres sur la richesse



taxonomique et sur l'abondance globale. Toutefois, dans le détail, les Isopodes (Cloportes détritvires) enregistrent une chute du nombre d'individus de 36,62 % en moyenne par rapport à la modalité témoin (tableau 12). A l'échelle des familles, 3 enregistrent des pertes d'abondance et 7 disparaissent en réponse aux pratiques d'exportation des rémanents. La famille des Oniscidées (Cloportes Isopodes détritvires) et des Discidées (Gastéropodes détritvires) sont les plus touchés par cet impact négatif.

Concernant les peuplements de chênes, la macrofaune montre une chute significative des abondances dans les horizons de litières en réponse à l'exportation avec compensation (Figure 19) ainsi qu'une diminution de la richesse taxonomique en nombre d'ordres dans les horizons 0-25cm (Figure 20). Dans le détail, pour la faune endogée (0-25cm), les ordres des Coleoptères et des Dermaptères (prédateurs, perce-oreilles) voient leurs effectifs chuter en moyenne respectivement de 44,12 % et 75,00 % par rapport aux témoins. A contrario, l'ordre des Crassiclitellata (vers de terre) enregistre une très forte augmentation de l'abondance (+ 111,02 % en moyenne par rapport au témoin).

A noter que cette augmentation existe déjà dans les autres modalités (exportation de rémanents et exportation des rémanents et de la litière) sans être significative (tableau 10). A l'échelle des familles, les Curculionidées (coléoptères phytophages), les Lithobiidées (Chilopodes – prédateurs) et les Cryptopidées (Chilopodes – prédateurs) montrent des diminutions importantes d'abondance tandis que les Trischoniscidées (Cloportes détritvires) et les Forficulidées (Perce-Oreilles prédateurs) disparaissent totalement en réponse à la modalité expérimentale.

Concernant les organismes de la litière, les ordres des Araneae (Araignées prédatrices), des Diptera, des Glomerida (Diplopodes détritvires) et des Hyménoptères présentent une perte d'abondance significative avec en moyenne respectivement - 49,32 %, - 75,00 % et - 50,00 % et - 70% par rapport à la modalité témoin (tableau 12). A l'échelle des familles, 8 sont impactées dont 5 disparaissent totalement dans la modalité exportation des rémanents avec compensation par ajout de cendre (tableau 13).



Tableau 12 - *Ecart au traitement témoin (%) des abondances des prédateurs, des détritivores et de l'ensemble des ordres échantillonnés dans les horizons holorganiques (O) des modalités R (rémanents exportés) et C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) (Hêtre: n = 18 ; Chêne: n = 12). En gras les écarts significatifs au témoin (test de Kruskal-Wallis : ‘*’: $\alpha=0.05$ and ‘.’: $\alpha=0.1$).*

Essence / horizons	Variable	Traitement R	Traitement C
Horizons O	Total predators	38,86 (89,69)	2,87 (42,98)
Hêtres	Total detritivore	28,37 (145,64)	2,23 (142,08)
	Isopoda	-39,13 (72,82)	-36,62 (51,35) *
	Stylommatophora	-50,78 (82,73) *	-20,5 (112,96)
	Aranea	36,18 (125,81)	-5,4 (72,81)
	Coleoptera	20,43 (84,88)	-11,13 (60,68)
	Crassiclitellata	-19,61 (101,49)	55,07 (280,88)
	Dermaptera	-7,78 (34,44)	-8,22 (35,38)
	Diptera	3,27 (137,66)	8,33 (126,93)
	Glomerida	20,44 (201,38)	25 (205,39)
	Glomerida	20,44 (201,38)	25 (205,39)
	Hymenoptera	-18,31 (152,04)	-19,38 (112,65)
	Julida	-21 (98,74)	-15,68 (99,75)
	Opiliones	-15,73 (37,48)	-16,61 (38,37)
Horizons O	Total predators	-16,04 (40,82)	-16,13 (84,18)
Chênes	Total detritivores	-19,48 (56,70)	-2,23 (125,63)
	Aranea	-37,91 (47,13) *	-49,32 (28,61) *
	Diptera	-11,58 (79,76)	-75 (45,22) *
	Glomerida	-49,91 (52,31) .	-50 (52,22) *
	Hymenoptera	-55 (91,8) *	-70* (57,2) *
	Coleoptera	68,6 (143,38)	-1,4 (94,84)
	Crassiclitellata	-24,47 (42,99)	-40,27 (44,68)
	Dermaptera	-50 (52,22)	-49 (52,31)
	Glomerida	-49,91 (52,31)	-50 (52,22)
	Hymenoptera	-55 (91,5)	-70 (57,2)
	Isopoda	-24,62 (58,93)	26,89 (155,95)
	Julida	0,16 (73,85)	0,16 (36,93)
	Opiliones	-75 (45,22)	25 (112,81)
	Stylommatophora	25 (154,47)	75,1 (200,49)

Concernant les peuplements de chênes, la macrofaune montre une chute significative des abondances dans les horizons de litières en réponse à l'exportation avec compensation (Figure 19) ainsi qu'une diminution de la richesse taxonomique en nombre d'ordres dans les horizons 0-25cm (Figure 20). Dans le détail, pour la faune endogée (0-25cm), les ordres des Coleoptères et des Dermaptères (prédateurs, perce-oreilles) voient leurs effectifs chuter en moyenne respectivement de 44,12 % et 75,00 % par rapport aux témoins. A contrario, l'ordre des Crassiclitellata (vers de terre) enregistre une très forte augmentation de l'abondance (+ 111,02 % en moyenne par rapport au témoin).

A noter que cette augmentation existe déjà dans les autres modalités (exportation de rémanents et exportation des rémanents et de la litière) sans être significative (tableau 10). A l'échelle des familles, les Curculionidées (coléoptères phytophages), les Lithobiidées (Chilopodes – prédateurs) et les Cryptopidées (Chilopodes – prédateurs) montrent des diminutions importantes d'abondance tandis que les Trischniscidées (Cloportes détritivores) et les Forficulidées (Perce-Oreilles prédateurs) disparaissent totalement en réponse à la modalité expérimentale.

Concernant les organismes de la litière, les ordres des Araneae (Araignées prédatrices), des Diptera, des Glomerida (Diplopodes détritivores) et des Hyménoptères présentent une perte d'abondance significative avec en moyenne respectivement - 49,32 %, - 75,00 % et - 50,00 % et - 70% par rapport à la modalité témoin (tableau 12). A l'échelle des familles, 8 sont impactées dont 5 disparaissent



totalemment dans la modalité exportation des rémanents avec compensation par ajout de cendre (tableau 13).

Tableau 13 - Résumé des résultats de l'analyse SIMPER sur la contribution à l'écart au traitement témoin (contribution à la dissimilarité) des familles de macroarthropodes présents dans les horizons de litière (O) pour les traitements R (rémanents exportés) et C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) (Hêtre: n = 18 ; Chêne: n = 12) en fonction des essences (Hêtre ou Chênes). n = 18 pour le Hêtres et n = 12 pour le Chêne. Seules les familles présentant une réponse significative au seuil de p < 0,1 sont présentées.

Essences / Traitement	Famille	Ordre	Groupes Trophiques	Contribution à la dissimilarité (%)	Abondance moyenne (ind/m ²) dans le traitement expérimental	Abondance moyenne (ind/m ²) dans la modalité témoins	p
Hêtre horizon O	Oniscidea	Isopoda	Detritivores	2,40 (0,04)	0,28 (1,22)	4,08 (8,95)	0,02
Traitement R	Cicadellidae	Hemiptera	Detritivores	0,86 (0,01)	0,28 (1,22)	0,94 (2,09)	0,04
	Miturgidae	Aranea	Predators	0,76 (0,01)	0 (0)	0,94 (2,09)	0,02
	Agriolomacinae	Stylommatophora	Detritivores	0,55 (0,01)	0 (0)	0,63 (1,77)	0,06
	Gastrodontiidae	Stylommatophora	Detritivores	0,55 (0,01)	0,28 (1,22)	0,94 (2,09)	0,05
Hêtre horizon O	Oniscidea	Isopoda	Detritivores	2,45 (0,04)	0,30 (1,25)	4,08 (8,95)	0,02
Traitement C	Discidae	Stylommatophora	Detritivores	1,62 (0,02)	1,19 (2,92)	1,88 (3,23)	0,01
	Miturgidae	Stylommatophora	Detritivores	0,80 (0,01)	0 (0)	0,94 (2,09)	0,01
	Agriolomacinae	Stylommatophora	Detritivores	0,58 (0,01)	0 (0)	0,63 (1,77)	0,02
	Fanniidae	Diptera	Predators	0,48 (0,01)	0 (0)	0,63 (1,77)	0,07
	Chrysomelidae	Coleoptera	Detritivores	0,47 (0,01)	0,30 (1,25)	0,63 (1,77)	0,07
	Brentidae	Coleoptera	Detritivores	0,34 (0,01)	0 (0)	0,31 (1,29)	0,05
	Chrysopidae	Neuroptera	Detritivores	0,24 (0,01)	0 (0)	0,31 (1,29)	0,07
	Anthribidae	Coleoptera	Detritivores	0,21 (0,01)	0 (0)	0,31 (1,29)	0,06
	Ptiliidae	Coleoptera	Detritivores	0,15 (0,01)	0 (0)	0,31 (1,29)	0,08
Chêne horizon O	Rhagionidae	Dipetra	Predators	2,39 (0,02)	2,22 (2,74)	1,23 (3,19)	0,05
Traitement R							
Chêne horizon O	Clubionidae	Aranea	Predators	9,24 (0,07)	3,11 (4,22)	8,62 (8,85)	0,04
Traitement C	Liocranidae	Aranea	Predators	9,76 (0,06)	2,22 (4,80)	9,44 (8,75)	0,07
	Formicidae	Hymenoptera	Predators	7,50 (0,08)	1,33 (2,41)	7,79 (10,12)	0,03
	Agelenidae	Aranea	Predators	3,96 (0,05)	0 (0)	2,87 (4,67)	0,01
	Brentidae	Coleoptera	Detritivores	134 (0,04)	0 (0)	0,82 (2,95)	0,01
	Onaphosidae	Aranea	Predators	0,55 (0,02)	0 (0)	0,41 (1,47)	0,02
	Chrysomelidae	Coleoptera	Detritivores	0,40 (0,01)	0,00	0,41 (1,47)	0,07
	Ichneumonidae	Hymenoptera	Detritivores	0,37 (0,01)	0,00	0,41 (1,47)	0,07

3.2.2. Mesofaune du sol

La mésofaune du sol est principalement constituée de 3 grands groupes taxonomiques : les collembolés, les acariens et les enchytréides. Les collembolés peuvent être subdivisés en 3 groupes écomorphologiques : i) les épédaphiques correspondant aux collembolés vivant dans la litière ou sur le sol, ii) les hémiedaphiques correspondant aux collembolés vivant dans les premiers cm du sol et iii) les euédaphiques correspondant aux collembolés vivant plus profondément dans le sol (5-10 cm) (Rusek, 1998). Les acariens peuvent être classés par groupes trophiques avec d'une part les prédateurs (Gamases non uropodes) et d'autre part les détritivores/fongivores (Oribates).

La caractérisation de la réponse de la mésofaune du sol aux pratiques d'exportation de matières organiques avec ou sans compensation par apport de cendre a été réalisée sur 10 sites du réseau expérimental MOS (4 chênes et 6 hêtres) et l'ensemble des modalités expérimentales testées sur ce réseau i.e. les mêmes sites que pour la macrofaune.

Sont présentés ici les résultats de l'approche moléculaire (Barcoding du sol) pour appréhender les effets des modalités expérimentales sur les différents taxons, groupes écomorphologiques et groupes trophiques présentés ci-avant et in fine sur la richesse spécifique de la mésofaune. Pour rappel, la comparaison de la faune échantillonnée dans les horizons 0-25cm est possible entre toutes les modalités expérimentales tandis que la comparaison de la faune échantillonnée dans les horizons holorganiques est impossible avec la modalité RL du fait de l'exportation totale de ces derniers dans cette modalité.



La réponse de la mésofaune aux différentes modalités expérimentales est variable selon l'essence et les horizons considérés. Au niveau des horizons organo-minéraux (0-5 cm du sol), sous hêtre, il n'y a aucun effet des modalités expérimentales sur les richesses spécifiques globales (mésofaune et collemboles). Toutefois dans le détail, les réponses sont contrastées selon les groupes. Le retrait conjointement des rémanents et de la litière sous peuplement de hêtre conduit à une augmentation significative de la richesse spécifique pour les collemboles épédaphiques par rapport au témoin (+74,6% ; tableau 14). A contrario, une diminution de la richesse en enchytreidae est observée. Pour les acariens Gamases et les enchytréides, dans les horizons 0-5cm, le retrait des rémanents seuls se traduit par une tendance forte à la diminution de la richesse spécifique (significative pour les acariens et non significative pour les enchytréides). L'ajout de cendre ne contrecarre pas l'effet de l'exportation pour les Gamases tandis que pour les enchytréides, la modalité cendre est marquée par une richesse spécifique moyenne significativement supérieures à toutes les autres modalités. Chez le chêne, dans les horizons organo-minéraux (0-5cm) le retrait de la totalité de l'horizon hologanique se traduit par une diminution de la richesse en collembole (-26,4 % ; tableau 14). Cette diminution est principalement liée à une baisse de la richesse en collemboles épédaphiques et en collemboles hémiedaphiques. A noter que l'ajout de cendre ne semble pas significativement compenser les effets défavorables de l'exportation de rémanents pour ces deux groupes écomorphologiques. Chez les acariens, ce n'est pas le groupe des prédateurs qui répond comme sous peuplement de hêtre mais le groupes des détritivores (Oribates) dont la richesse spécifique diminue de 61,3 % entre le témoin et RL, les 2 autres traitements présentant des valeurs intermédiaires et inférieures au témoin i.e. pas d'effet positif de la compensation minérale par ajout de cendres (tableau 14).

Pour la réponse de la mésofaune présente dans les horizons hologaniques, là encore, les résultats sont contrastés entre hêtre et chêne. Sous hêtre, la richesse spécifique des collemboles est significativement inférieure dans la modalité C par rapport à la modalité Témoin et ce résultat est dû à la paupérisation drastique du groupe des épédaphiques (-51,9 %). Les deux autres groupes écomorphologiques montrent des tendances similaires mais non significatives. Enfin les enchytréides montrent une réponse semblable dans la direction et la magnitude à celle des collemboles épédaphiques. Sous peuplement de chêne, aucune différence significative entre traitements n'apparaît.

La réponse différente des communautés de la mésofaune suivant les essences (hêtre vs. chêne) peut être reliée à la quantité et à la qualité de litière. Dans le réseau MOS, en l'état actuel de sa mise en place, les quantités de matières organiques exportées dans la modalité « RL - rémanents+litières » sont de $21,6 \pm 8,5$ t/ha pour le hêtre et de $6,0 \pm 5,9$ t/ha pour le chêne soit 3,5 fois moins de matière organique au sol sous chêne que sous hêtre. De nombreuses études montrent également des différences chimiques entre les litières de hêtre et de chêne, différences suffisamment importantes pour générer des taux de décomposition moins important pour la litière de hêtre que pour celle du chêne (Cortez et al., 1996; Hodge et al., 2000; Lorenz et al., 2004; Sariyildiz et al., 2005; Setiawan et al., 2016).



Tableau 14 - Richesses moyennes (+/- écart-type) en OTUs (Operational Taxonomic Units) issues de l'approche moléculaire des différents groupes de la communauté de mésofaune en réponse à l'exportation de matières organiques avec ou sans compensation par apport d'éléments minéraux sous forme de cendres en fonctions de la profondeur (litière et 0-5 premier centimètre du solum) et des essences i.e. chêne versus hêtre (n=12 pour le chêne et n=18 pour le hêtre). En gras les groupes présentant une réponse significative aux traitements (test de Kruskal-Wallis, $\alpha=0.05$). R : retrait de rémanents forestiers (diamètre inférieur à 7cm), C : Compensation minéral par un apport de cendres et RL : Retrait de l'intégralité des rémanents et de litière.

	Groupes	Témoïn	Modalité R	Modalité C	Modalité RL
Litières	Total mésofaune	9,22 (4,94)	7,77 (6,12)	5,66 (5,34)	
Hêtre	Total collembole	3,44 (2,81)^a	2,50 (2,85)^{ab}	1,83 (2,03)^b	
	Collemboles Epédaphiques	1,83 (1,61)^a	1,38 (1,50)^{ab}	0,88 (1,07)^b	
	Collemboles Hemiédaphiques	1,27 (1,52)	0,66 (1,23)	0,66 (1,08)	
	Collemboles Euédaphiques	0,33 (0,48)	0,44 (0,78)	0,27 (0,46)	
	Acariens Gamase	1,72 (1,31)	2,05 (1,73)	1,55 (1,50)	
	Acariens Oribates	1,05 (1,05)	1,16 (1,24)	0,50 (0,78)	
	Enchytréides	3,00 (1,71)^a	2,05 (1,76)^{ab}	1,77 (1,69)^b	
Litières	Total mésofaune	7,54 (3,35)	6,27 (4,38)	7,09 (4,18)	
Chêne	Total collembole	2,00 (1,54)	2,18 (1,77)	2,27 (1,55)	
	Collemboles Epédaphiques	0,63 (1,20)	1,00 (1,18)	0,90 (1,04)	
	Collemboles Hemiédaphiques	0,36 (0,50)	0,36 (0,50)	0,18 (0,40)	
	Collemboles Euédaphiques	1,00 (0,63)	0,81 (0,75)	1,18 (0,98)	
	Acariens Gamase	1,81 (1,88)	1,54 (1,50)	1,45 (1,21)	
	Acariens Oribates	1,09 (1,22)	0,36 (0,50)	0,72 (0,78)	
	Enchytréides	2,63 (1,50)	2,18 (1,77)	2,63 (1,96)	
0-5 cm	Total mésofaune	11,33 (4,08)	9,66 (4,83)	11,13 (2,66)	1,00 (3,11)
Hêtre	Total collembole	3,20 (1,32)	2,66 (1,58)	3,40 (1,54)	3,66 (1,71)
	Collemboles Epédaphiques	1,26 (1,03)^b	1,06 (1,03)^b	1,66 (0,61)^{ab}	2,20 (1,01)^a
	Collemboles Hemiédaphiques	1,73 (0,79)	1,40 (1,12)	1,53 (1,40)	1,13 (0,91)
	Collemboles Euédaphiques	0,20 (0,41)	0,20 (0,41)	0,20 (0,41)	0,33 (0,61)
	Acariens Gamase	2,66 (1,49)^a	1,80 (1,61)^b	1,93 (1,27)^{ab}	1,93 (1,53)^{ab}
	Acariens Oribates	0,83 (0,83)	0,80 (1,08)	0,86 (0,74)	0,73 (0,88)
	Enchytréides	4,60 (1,91)^{ab}	4,40 (2,72)^{ab}	4,93 (1,48)^a	3,66 (1,54)^b
0-5 cm	Total mésofaune	13,45 (5,50)	11,00 (6,79)	10,72 (5,81)	11,36 (3,00)
Chêne	Total collembole	4,81 (1,88)^a	3,54 (2,25)^{ab}	4,09 (2,30)^{ab}	3,54 (1,75)^b
	Collemboles Epédaphiques	2,09 (1,13)^a	1,00 (0,77)^b	1,72 (1,55)^{ab}	1,63 (1,56)^{ab}
	Collemboles Hemiédaphiques	2,18 (1,07)^a	1,90 (1,30)^{ab}	1,63 (1,12)^{ab}	1,27 (0,78)^b
	Collemboles Euédaphiques	0,54 (0,52)	0,63 (0,92)	0,72 (0,64)	0,63 (0,67)
	Acariens Gamase	2,27 (1,79)	2,00 (1,67)	1,63 (1,12)	2,27 (1,27)
	Acariens Oribates	1,63 (1,28)^a	1,27 (1,27)^{ab}	1,00 (1,18)^{ab}	0,63 (0,67)^b
	Enchytréides	4,72 (2,79)	4,18 (2,71)	4,00 (2,36)	4,90 (2,16)

Sur les sites étudiés, la quantité de matière organique au sol plus importante sous hêtre que sous chêne semble être associée à une réponse plus forte des communautés de microarthropodes, en termes de richesse spécifique, dans les horizons holorganiques sous hêtre. Par conséquent, sur les six sites de hêtres du réseau MOS étudiés, une diminution des retours de matière organique au sol entraîne une perturbation importante de la richesse spécifique dans les horizons holorganiques et beaucoup moins dans les horizons organo-minéraux. Au niveau des 0-5 premiers cm de sol, une augmentation des collemboles Epédaphiques est observée dans la modalité avec exportation de rémanents et de litière sans doute due à leur forte capacité de dispersion par rapport aux autres groupes (Chauvat et al., 2014). Cette capacité de dispersion permet une colonisation assez rapide par les épédaphiques des sols laissés nus par l'export de la totalité de la matière organique. Dans les hêtraies, l'importante couche de matières organique crée aussi un effet tampon sur l'humidité des sols (Sayer E., 2006). L'export de cette dernière (traitement RL) entraîne une baisse significative de la richesse enchytreidae dans le sol qui sont des organismes extrêmement sensibles à l'humidité du milieu (Coleman and Wall, 2015).

Pour ce qui est du chêne, la quantité de matière organique au sol moins importante semble associée à une richesse spécifique de la mésofaune plus importante dans les premiers horizons du sol (0-5cm).



Par conséquent, sur les quatre sites de chênes du réseau MOS étudiés, une diminution des retours de matière organique au sol entraîne une perturbation importante de la richesse spécifique dans les horizons organo-minéraux et beaucoup moins dans les horizons holorganique.

Enfin, d'une manière générale, la compensation minérale via un apport de cendres ne contrecarre pas les effets négatifs sur la richesse spécifique de l'exportation de rémanents voire appauvrit plus nettement les communautés que le traitement R (exportation de rémanents) en comparaison au témoin. De même, il est délicat de faire ressortir des taxons bio-indicateurs des pratiques expérimentales du fait de la variabilité des contextes pédo-climatiques des 10 sites d'études combinée à un très fort effet de l'essence dominante dans les peuplements (chêne vs. Hêtre). L'analyse de fidélité à une modalité expérimentale (De Cáceres et al. , 2010, Tableau 15) réalisée sur les données acquises sur les 10 sites feuillus du réseau MOS montre d'ailleurs très peu de taxons très fortement fidèles (en présence – absence) à une modalité expérimentale i.e. au seuil de $p < 0,05$. Seuls deux taxons sont positivement associés à l'exportation conjointe des rémanents et de la litière : un taxon de collemboles (*Sminthurinus*. sp) et un taxon d'acraïen (*Oribatula tibialis*). L'acquisition de données complémentaires sera nécessaire, notamment sur la réponse des taxons en termes d'abondance, afin d'identifier des bio-indicateurs robustes.

Tableau 15 - Résumé des résultats de l'analyse de l'indice de sensibilité « Point biserial correlation » de De Cáceres et al. (2010) estimant la fidélité des taxons de la mésofaune aux modalités expérimentales du réseau MOS (Rpb : point-biserial correlation coefficient). Analyse réalisée sur les taxons identifiés par l'approche métabarcoding comme présents dans les horizons de litière (O) et dans l'horizon organo-minéral (0-5cm) pour les traitements R (rémanents exportés), C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) et RL (rémanents et litière exportés) en fonction des essences (hêtre ou chênes). n=18 pour le Hêtres et n=12 pour le Chêne. Seuls les taxons présentant une fidélité significative au seuil de $p < 0,1$ sont présentés.

Horizons/ essences	Traitements (comparé au témoin)	effets du traitements (positif ou négatif)	taxon	Ordres	Groupes trophiques	rpb	p-value
Hêtre	C		Na	Na	Na	Na	Na
Litières	R		Na	Na	Na	Na	Na
Chêne	C		Na	Na	Na	Na	Na
Litières	R		Na	Na	Na	Na	Na
Hêtre	C	+	<i>Buchholzia appendiculata</i>	Enchytreida	Détritivores	0,392	0,086
Sol	R	-	<i>Oppiela nova</i>	Oribata	Détritivores	0,408	0,064
	RL	+	<i>Sminthurinus. Sp</i>	Collembola	Détritivores	0,603	0,004
Chêne	C		Na	Na	Na	Na	Na
Sol	R		Na	Na	Na	Na	Na
	RL	-	<i>Isotomiella minor</i>	Collembola	Détritivores	0,462	0,089
		+	<i>Oribatula tibialis</i>	Oribata	Détritivores	0,462	0,031

3.2.3. Microfaune du sol

La microfaune du sol, représentée ici par les nématodes, n'est pas impactée dans la litière par les différents traitements quelle que soit l'essence dominante (Figure 21b). Cependant, dans les horizons organo-minéraux, la réponse de l'abondance des nématodes est différente suivant les essences (Figure 21a). Chez le hêtre, une diminution significative de l'ordre de 31 % par rapport au témoin est montrée pour le traitement RL. L'exportation de rémanents avec ou sans compensation minérale par ajout de cendre ne montre pas d'effet significatif même si la tendance est à une légère diminution des abondances par rapport au témoin (-18% pour R et -24% pour C). Pour le chêne, les résultats ne montrent aucune différence significative même si une diminution non significative de l'abondance en nématodes de l'ordre de 25% est montrée pour le traitement C. La réponse de la microfaune chez le hêtre montre une gradation en fonction de la quantité de matières organique présente dans les horizons holorganiques avec une première diminution non significative lors du retrait des rémanents (modalité R et C) et une seconde diminution plus importante lors du retrait de toute la matière organique sur le sol. La forte sensibilité des nématodes à la sécheresse (Franco et al., 2017) suggère que cette réponse peut être liée au pouvoir tampon des rémanents et de la litière sur l'humidité des sols. Chez le chêne, comme pour la macrofaune, l'abondance en microfaune des horizons organo-minéraux est significativement inférieure dans le traitement avec apport de cendres que dans le témoin. Cette variation de réponse peut être due à une plus rapide incorporation de la cendre reliée à un meilleur taux de décomposition de la litière de chêne par rapport à celle du hêtre.



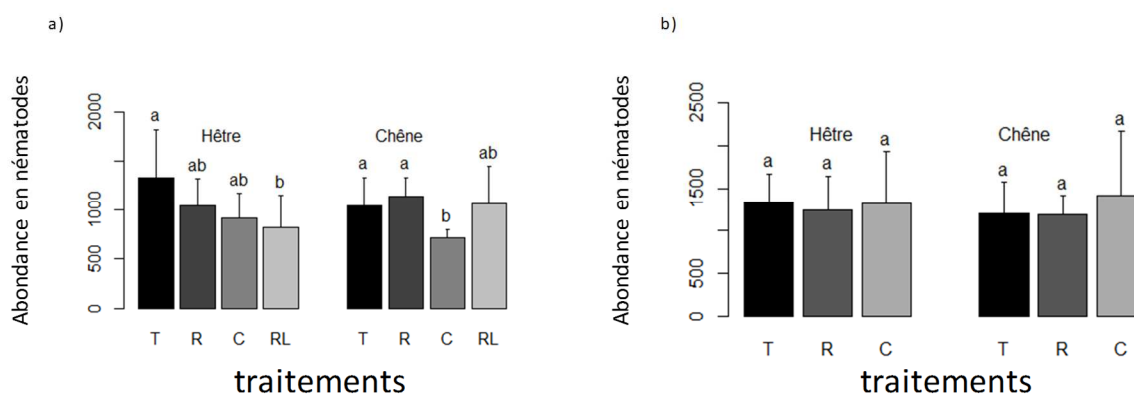


Figure 21 - Abondance en nématodes a) dans les horizons organo-minéraux et minéraux 0-25 cm et b) dans les horizons holorganiques. T. Traitement témoin, R. Rémanents exportés, C. Rémanents exportés et compensation par ajout de Cendre, RL Rémanents et Litière exportés. a-b indiquent des différences significatives après Test de kruskal wallis et test de comparaison multiple post hoc au seuil $P < 0,05$, $n = 18$ pour le Hêtre, $n = 12$ pour le Chêne.

3.2.4. Synthèse des résultats faune du sol

Concernant la faune du sol, tout comme la modalité « retrait combiné des rémanents et de la litière » ; l'exportation seule des menus bois a également un impact négatif mais dans une moindre mesure. Les effets se font moins sentir à l'échelle des grands groupes suivis (e.g. macrofaune, mésofaune) qu'à l'échelle d'unité taxonomique plus précises (e.g. Chilopodes Geophilomorpha ou Scolopendromorpha, Diploures) ou de groupes écologiques (collembolles épédaphiques, collembolles hémiedaphiques), ou encore de groupes trophiques (e.g. acariens prédateurs, macrofaune détritivore...). La réponse des assemblages d'espèces dépend souvent de l'essence dominante dans le peuplement (Hêtre versus Chêne). Par ailleurs, d'une manière générale, la compensation minérale via un apport de cendres ne contrecarre pas les effets négatifs sur la richesse spécifique de l'exportation de rémanents voire appauvrit plus nettement les communautés que le traitement R (exportation de rémanents) en comparaison au témoin sauf pour les Crassiclitellata (vers de terre) sous peuplements de chênes. Les réponses de la faune du sol aux pratiques expérimentales étant fortement dépendantes des conditions stationnelles (matière organique du sol, essences dominante, acidité du sol), il est difficile de mettre en avant des taxons bio-indicateurs robustes et génériques. Comme pour la microflore, les résultats montrent que la recherche de bio-indicateurs génériques (portée nationale) ne pourra se faire vraisemblablement qu'à une échelle taxonomique supra-spécifique (e.g. famille, ordre, classe). Par ailleurs, l'utilisation de la méthode IndVal (Dufrene et Legendre, 1997), a mis en lumière la classe des Chilopodes (Ordre des Geophilomorpha, Scolopendromorpha et Lithobiomorpha) en tant que bon candidat pour la bio-indication à l'échelle nationale (tableau 16). A une échelle régionale (Nord-Est), la même analyse a mise en avant *Lithobius borealis* et *Campodea fragilis* comme un bio-indicateurs de perturbations de de la MO. Pour ce qui est de la mésofaune, l'approche morphologique fastidieuse peut être facilitée en amont par une prédéfinition de potentiels candidats à la bio-indication via l'approche moléculaire fournissant des informations sur la fidélité des taxons aux pratiques. Ainsi, l'utilisation plus routinière du metabarcoding devrait permettre d'appréhender conjointement la mésofaune et la microflore. A partir des résultats acquis lors du projet, les réponses de quelques taxons de la mésofaune (e.g. Oribata, Enchytreida, Isotomiella minor) semblent en faire de bons candidats à la bio-indication sur la base de leur fidélité. Des travaux complémentaires sur leur spécificité aux pratiques permettront de confirmer et d'affiner leurs caractères bio-indicateurs.

Tableau 16. Résumé des résultats de l'analyse de l'indice IndVal (Dufrene et Legendre, 1997) estimant le potentiel bioindicateur des espèces de la macrofaune aux modalités expérimentales du réseau. Analyse réalisée sur les taxons identifiés par l'approche morphologiques présents dans l'épisolium humifère pour les traitements R (rémanents exportés), C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) et RL (rémanents et litière exportés) en fonction des échelles spatiales (nationale ou régionale). n=30 pour l'échelle nationale et n=12 pour l'échelle régionale. Seuls les espèces présentant un IndVal significatif au seuil de $p < 0,05$ sont présentés.

Echelle spatiale	modalité	Relation	Espèces	Famille	Ordre	Groupe trophique	Indval	p-value
Nationale	R	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
	RC	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
	RL	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Nord -Est	R	-	Lithobius borealis	Lithobiidae	Lithobiomorpha	Prédateurs	50	0,028
		-	Campodea fragilis	Campodidae	Diplura	Détritivores	55,55	0,029
	RC	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
	RL	-	Geophilus insculptus	Geophiliidae	Geophilomorpha	Prédateurs	64,81	0,025
		-	Campodea fragilis	Campodidae	Diplura	Détritivores	55,55	0,03
		-	Lithobius borealis	Lithobiidae	Lithobiomorpha	Prédateurs	55,55	0,027

3.2.5. Diversité, structure et fonctions microbiennes du sol

L'effet du retrait de la matière organique (traitement Sol Nu ou Rémanents et Litière exportés) a été évalué sur la diversité et la structure des communautés bactériennes et fongiques des sols de hêtraies du réseau MOS. Pour rappel, à partir des ADN environnementaux, la quantification des abondances fongiques et bactériennes a été réalisée, ainsi que l'analyse de la structure des communautés fongiques et bactériennes par une approche de séquençage haut débit. Un des objectifs majeurs était la recherche d'éventuels indicateurs fonctionnels et/ou taxonomiques microbiens de dysfonctionnement précoces des sols en forêt tempérée. Cette perspective nécessitait de déterminer également les facteurs de sensibilité et de résilience des sites forestiers à une intensification des pratiques sylvicoles.

Six sites du réseau MOS ont été choisis dans le cadre de ce travail : Ban Harol, Darney, Verrière-du-grosbois, Gaillefontaine, Compiègne et Saint-Quirin. L'ensemble des analyses réalisées dans le cadre de cette tâche concerne la comparaison du traitement «sol nu» (RL) au traitement témoin. Des profils enzymatiques des sols (0-5 cm et 5-10 cm) de ces six sites ont été réalisés en octobre 2016, en ciblant des activités enzymatiques d'hydrolyse ou d'oxydation responsable de la mobilisation de carbone, de phosphore et/ou d'azote. Des profils d'activités bactériennes Biologs ont également été réalisés sur ces sols. De plus la diversité taxonomique des communautés bactériennes et fongiques a été évaluée par des approches de séquençage d'amplicons.



Tableau 17 - ANOVA testant l'influence du site, la profondeur du prélèvement (horizon) et le traitement (RL), ainsi que leurs interactions sur la diversité alpha bactérienne et fongique.

	Bacteria						Fungi					
	Species richness		H		J		Species richness		H		J	
	F value	p value	F value	p value	F value	p value	F value	p value	F value	p value	F value	p value
Site	5.826	0.001***	8.718	0.001***	11.076	0.001***	2.919	0.01452*	7.031	0.001***	8.778	0.001***
<u>Treatment</u>	0.684	0.4094	1.144	0.2862	1.474	0.22628	4.195	0.04191*	5.535	0.0196*	4.391	0.03745*
<u>Depth</u>	73.619	0.001***	69.13	0.001***	42.510	0.001***	161.070	0.001***	31.900	0.001***	11.670	0.001***
<u>Site*Treatment</u>	2.656	0.024*	3.025	0.0119*	3.541	0.00441**	2.665	0.02356*	1.437	0.2127	1.138	0.341798
<u>Site*Depth</u>	3.087	0.0106*	2.67	0.0234*	1.765	0.12196	3.638	0.00362**	1.310	0.2612	0.807	0.546074
<u>Treatment*Depth</u>	0.914	0.3404	1.463	0.228	0.905	0.3426	0.277	0.59938	0.222	0.6384	0.443	0.506561
<u>Site*Treatment*Depth</u>	1.816	0.1116	1.208	0.3071	0.377	0.8644	1.368	0.23797	0.418	0.8357	0.377	0.863799

Values in the table represent the F-ratio and the level of significance (*P≤0.05; **P≤0.01; ***P≤0.001).

Trois ans seulement après la mise en place des dispositifs d'exportation de la matière organique, les communautés bactériennes et fongiques diffèrent fortement en termes de composition entre les deux traitements (témoin versus RL) (Tableau 17). En particulier, dans les deux horizons étudiés, nous mesurons sur l'ensemble des six sites étudiés une nette diminution des champignons associés au genre des *Mortierella* dans les traitements où la matière organique est exportée en comparaison avec les traitements témoins (Figure 22). De plus, les champignons ectomycorhiziens, établissant une symbiose avec les racines des hêtres, et les levures augmentent dans les blocs perturbés (RL) en défaveur des espèces filamenteuses saprophytiques (Figure 23).



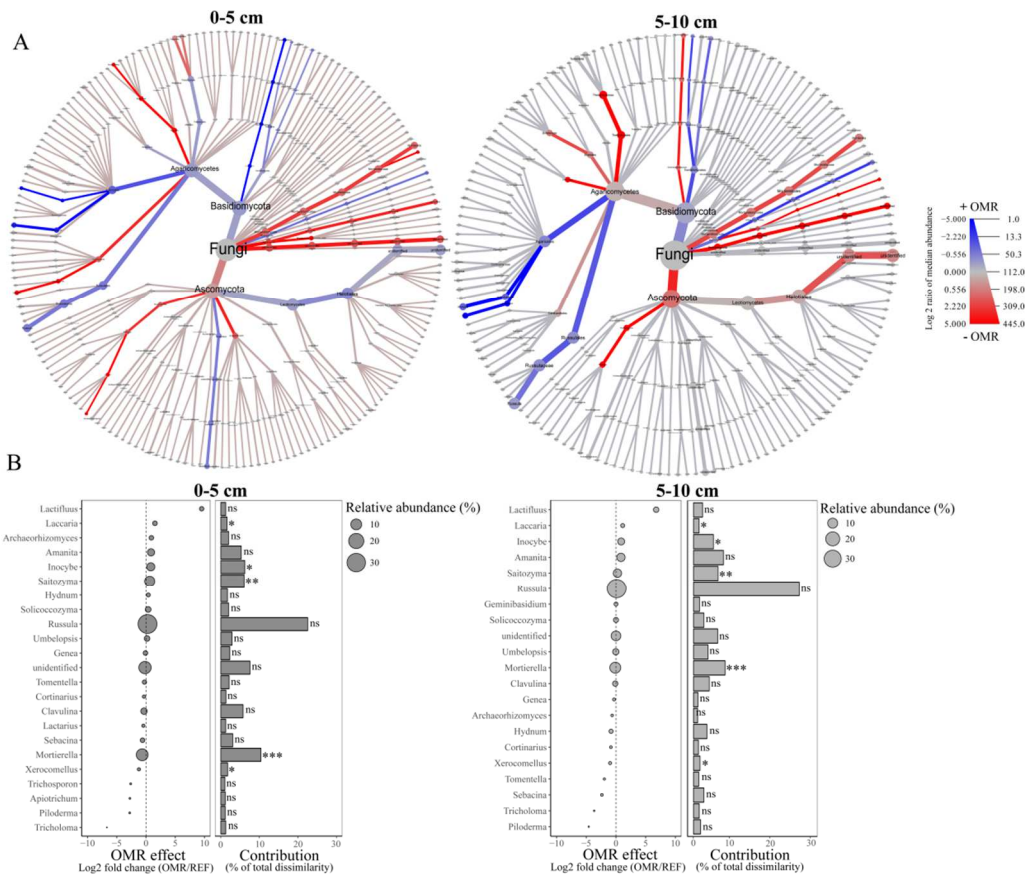


Figure 22 - Analyse différentielle globale de la composition de la communauté fongique en réponse à l'impact de l'élimination de la MO en fonction de la profondeur du sol (0-5 et 5-10 cm). L'effet significatif du traitement sur les genres fongiques a été évalué avec un modèle linéaire mixte avec le site comme facteur aléatoire (* $P \leq 0.05$; ** $P \leq 0.01$; *** $P \leq 0.001$). OMR effect (OMR/REF): Effet de l'exportation de matière organique (rapport OMR/REF correspondant à RT/T).

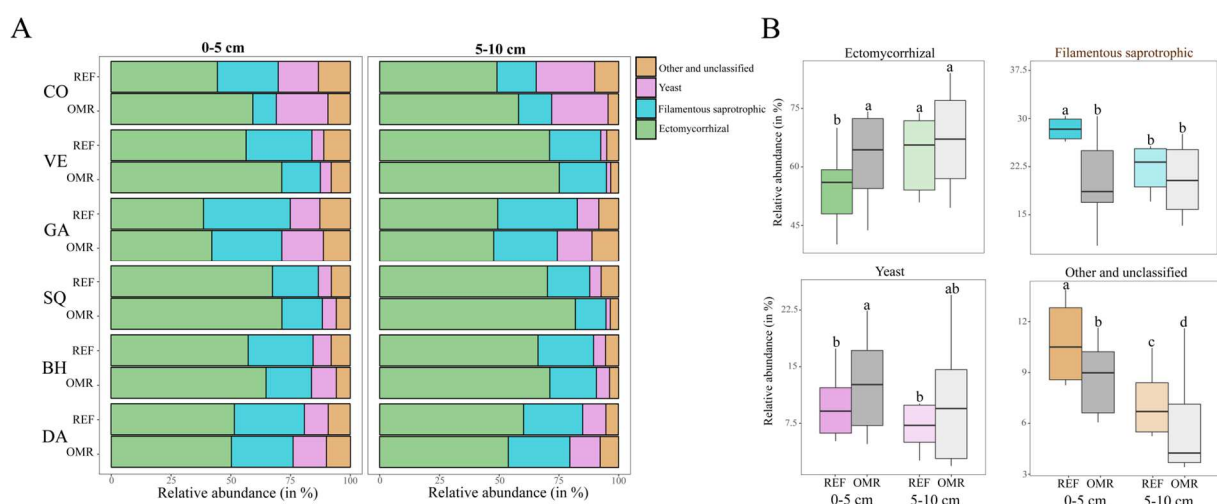


Figure 23 - (A) Abondance relative des principales guildes fongiques en fonction du site, de la profondeur et du traitement. (B) L'impact de l'élimination de la MO sur l'abondance relative des guildes fongiques a été évalué à l'aide d'un modèle linéaire mixte avec le site comme facteur aléatoire. Les différentes lettres indiquent des différences significatives entre les traitements pour chaque horizon, et/ou entre horizons.

Après seulement trois ans d'expérimentation, nous avons également mesuré une expansion significative des bactéries oligotrophes au dépend des taxa copiotrophes, qui eux déclinent dans le traitement SN (Figure 24). De plus, la proportion de certaines classes bactériennes, comme les Verrucomicrobiae ou les Gammaproteobacteria, est significativement diminuée dans les placettes soumises au retrait de la matière organique. Chez le hêtre, la chute des Verrucomicrobia est ainsi concomitante avec une diminution significative de l'ordre de 31 % des nématodes pour le traitement « RL » par rapport au témoin). Il est intéressant de souligner que ces bactéries incluent de nombreuses espèces non cultivables et plus particulièrement des espèces ayant été identifiées en association avec des hôtes eucaryotes, notamment comme endosymbiontes de nématodes résidant dans les gamètes de ces derniers (Coomans et al. 2000).

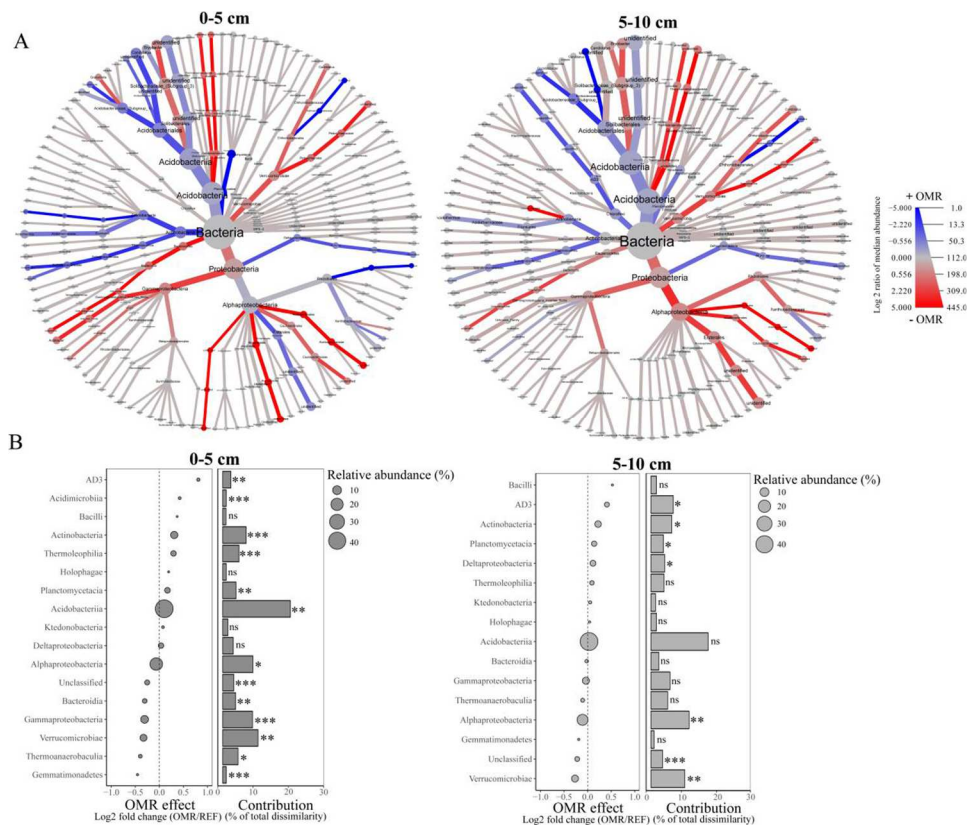


Figure 24 - Analyse différentielle globale de la composition de la communauté bactérienne en réponse à l'impact de l'élimination de la MO en fonction de la profondeur du sol (0-5 et 5-10 cm). L'effet significatif du traitement sur les classes bactériennes a été évalué avec un modèle linéaire mixte avec le site comme facteur aléatoire (* $P \leq 0.05$; ** $P \leq 0.01$; * $P \leq 0.001$). OMR effect (OMR/REF): Effet de l'exportation de matière organique (rapport OMR/REF correspondant à RT/T).**

Les indicateurs fonctionnels de dégradation de la matière organiques sont également affectés. Nous observons une diminution de la capacité de métabolisation des substrats carbonés et azotés par les bactéries ainsi qu'une diminution de certaines activités de mobilisation d'azote et de phosphore des champignons en réponse au retrait de matière organique. De plus, l'intensité de la diminution du potentiel fonctionnel des communautés microbiennes est négativement corrélée à la teneur en matière organique des sols (Figure 25). De manière intéressante, on observe une légère compensation du système racinaire par un développement significatif des racines fines en conditions de stress. Cet effet est d'ailleurs accentué dans l'horizon le plus profond. Ce résultat peut être aussi corrélé positivement à l'augmentation relative des espèces fongiques ectomycorhiziennes.

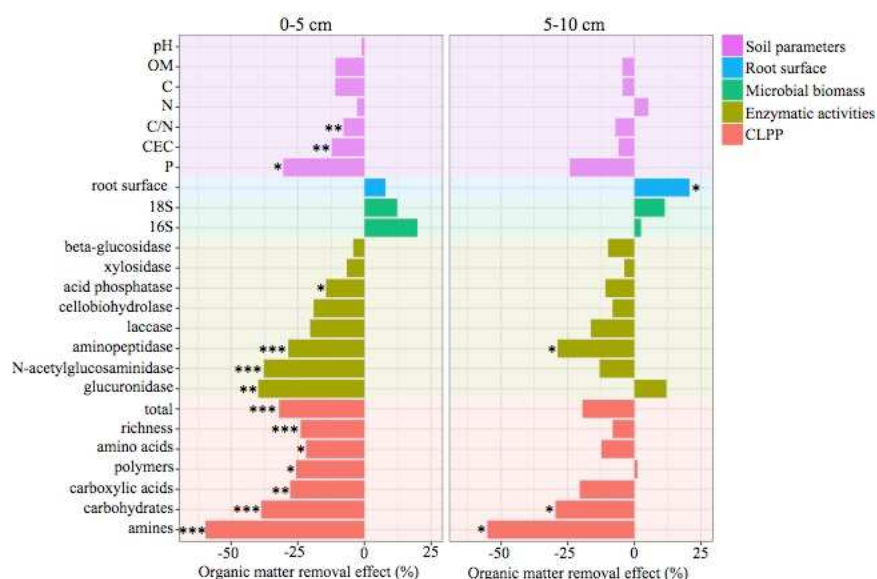


Figure 25 - Analyse différentielle de l'impact de l'élimination de la MO sur les paramètres du sol (rose), les surfaces racinaires (bleu), la biomasse microbienne (vert), les activités enzymatiques (brun) et les capacités métaboliques (orange) des communautés microbiennes du sol (en%) dans les deux horizons de sol (0-5 cm et 5-10 cm). Abréviations: N, azote total; C, carbone organique; OM, matière organique du sol; et P, phosphore organique. Les niveaux de signification sont les suivants: * $P \leq 0,05$; ** $P \leq 0,01$; *** $P \leq 0,001$.

L'exportation accrue de biomasse forestière impacte donc à court terme la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés fongiques et bactériennes telluriques. De manière intéressante, la matière organique des sols permet d'expliquer la sensibilité du fonctionnement microbien au retrait de menus bois, rémanents et litières. Les sites caractérisés par des sols pauvres en matière organique sont les plus sensibles à l'exportation de rémanents et litières.

3.3. Suivi des propriétés biologiques et physico-chimiques *ex situ*

3.3.3. Effets d'une application de cendres sur le fonctionnement biogéochimique d'un sol forestier acide

L'objectif de cette expérimentation en pots était d'étudier l'évolution du pH, et de la lixiviation des éléments majeurs et traces (dont ETM) dans les eaux de lixiviation. Le sol choisi était acide (Darney, $pH_{eau} = 4$) pour maximiser les effets de l'addition de cendres à différentes doses et formes. Les plants étaient du hêtre correspondant à l'essence dominante à Darney de façon à ne pas trop perturber les cortèges microbiens existants dans le sol. Les résultats sont présentés au bout de deux ans d'expérimentation (24 mois), mais le dispositif est toujours en place pour étudier les modifications à plus long terme.

3.3.3.1. Croissance des arbres

Un an après l'amendement des sols, la hauteur des arbres amendés par les cendres brutes est plus élevée que celle des arbres témoins, même si cette différence n'est pas encore significative (Figure 26). Cette tendance se confirme en 2018 (+ 22 %). De la même façon, les chutes de litières sont significativement plus élevées pour le traitement cendre brute par rapport au témoin en décembre 2017 (+ 43 %). Les différences entre les traitements et le témoin sont plus marquées en 2018 qu'au début de l'expérience.

Les traitements cendre-dolomie et cendre-luzerne ne montrent pas d'effet significatif sur la croissance par rapport au témoin.

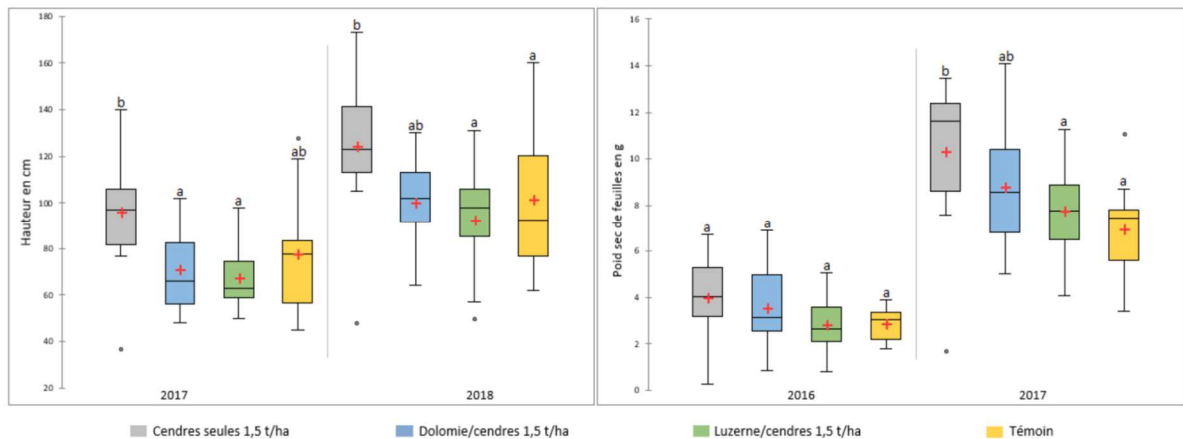


Figure 26 - Effets des traitements sur la croissance des arbres. Les croix rouges représentent la moyenne (n=15). Des lettres différentes indiquent des différences significatives ($p < 0,05$; test de Kruskal-Wallis).

La dose a un impact significatif sur la croissance des arbres pour le traitement cendre-luzerne (LUZEAL). La hauteur des arbres est plus significativement élevée en 2017 (+ 50 %) et 2018 (+ 54 %) pour la dose forte par rapport à la dose faible (Figure 27). De la même façon, les chutes de litières sont supérieures pour la dose forte en 2016 (+ 78 %) et 2017 (+ 40 %). Pour les cendres associées à la dolomie (MEAC), l'impact n'est significatif sur la croissance qu'en 2018 et aucun impact n'est observé sur les chutes de feuilles.

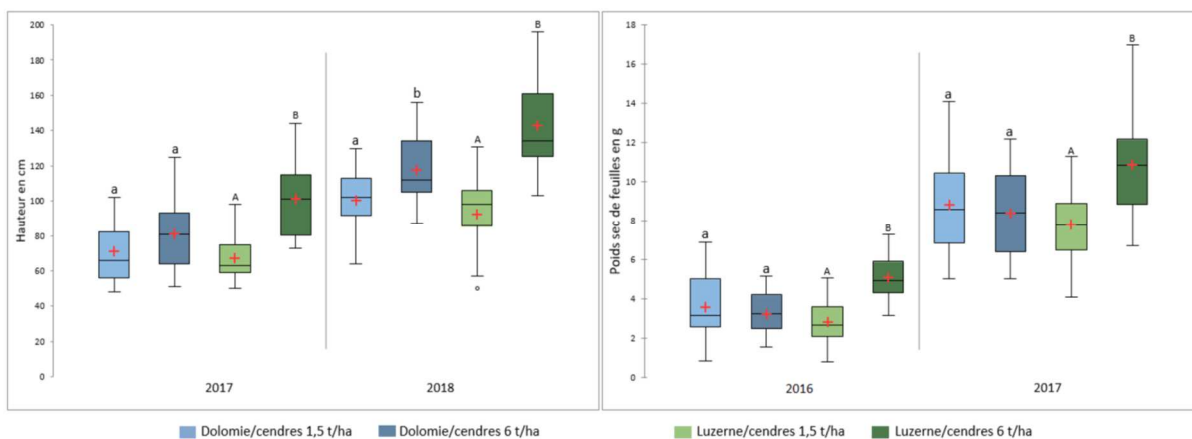


Figure 27 - Effets de la dose sur la croissance des arbres. Les croix rouges représentent la moyenne (n=15). Des lettres différentes indiquent des différences significatives ($p < 0,05$; test de Mann-Whitney).

3.3.1.2 Evolution chimique des eaux gravitaires

3.3.1.2.1 Le pH

Les variations annuelles du pH dans les eaux gravitaires dépendent principalement de la saison et se caractérisent par 3 périodes (Figure 28). Au début de l'expérience, les amendements ont un effet marqué mais non durable sur le pH. Les traitements de cendres mélangées (MEAC et LUZEAL) ont provoqué une élévation du pH d'une unité. En revanche, on ne remarque pas le même effet « flash » pour le traitement cendres brutes, ceci dit, la première analyse ayant eu lieu 3 mois après l'apport des amendements, il est possible qu'il y ait eu un effet mais qu'il se soit déjà estompé.



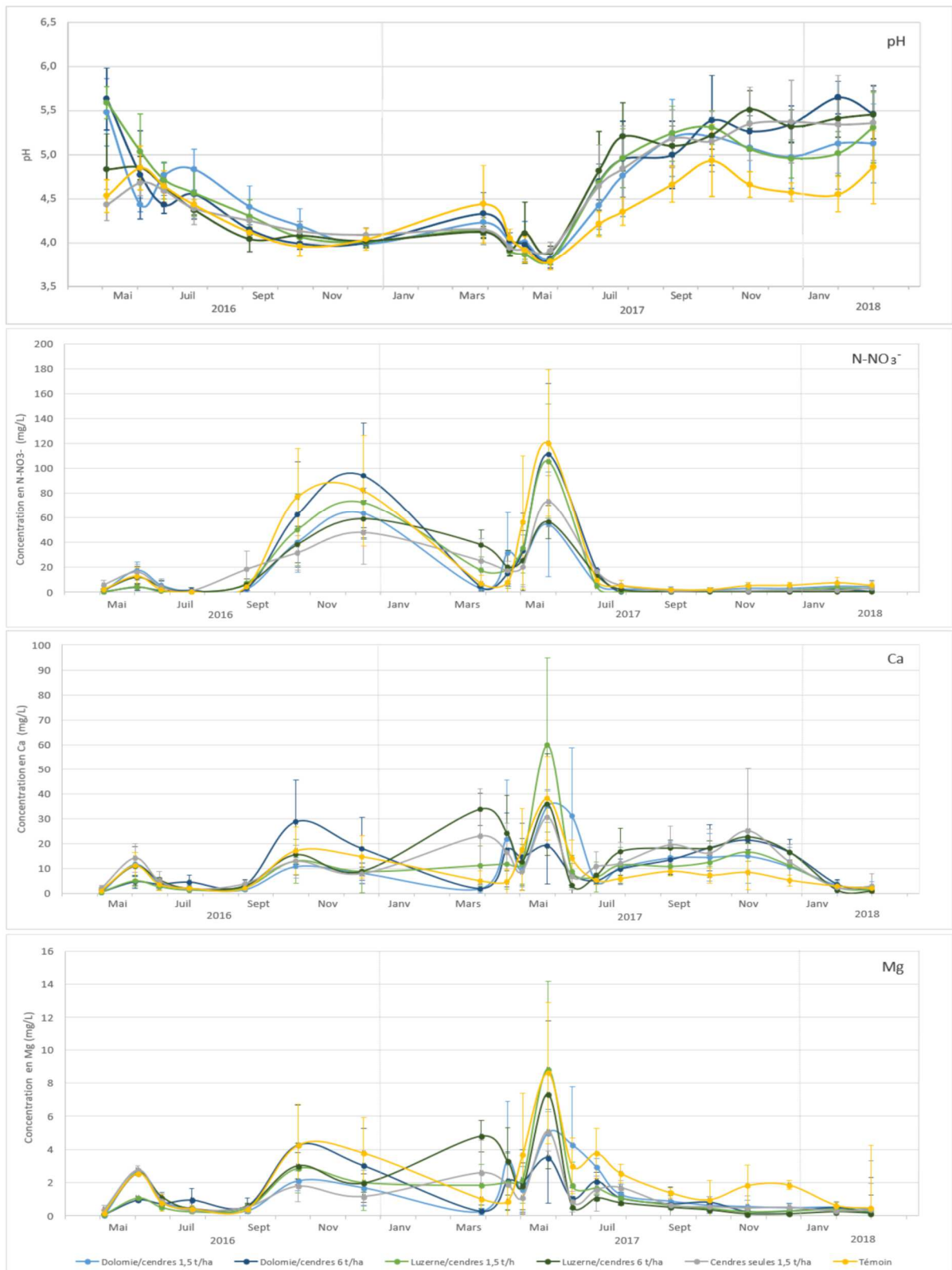


Figure 28 - Evolution du pH et des concentrations en nitrates, calcium et magnésium dans les eaux gravitaires pour les différentes modalités (n=5) (barre = écart-type)

La deuxième période correspond à une diminution progressive du pH pour toutes les modalités. La baisse importante du pH en mai 2017 est en lien avec l'augmentation des concentrations en nitrates dans les eaux gravitaires. Enfin, le pH des eaux gravitaires remonte à partir de juillet 2017. Cette dernière période se distingue aussi par un effet retardé des amendements sur le pH.



A partir de juin 2017, les eaux gravitaires des sols amendés par les cendres brutes ont un pH plus élevé de 0,55 unité en moyenne par rapport à celles des sols témoins. Pour les traitements de cendres mélanges, la différence est moins prononcée pour les traitements à faible dose que pour les deux traitements à haute dose.

3.3.1.2.2 Evolution des concentrations en éléments majeurs

Les concentrations des éléments majeurs dans les eaux gravitaires varient selon le même schéma au cours de la période d'étude (Figure 28). Ces variations sont gouvernées la variation de la concentration en nitrates. Les concentrations en cations sont corrélées positivement avec les concentrations en N-NO₃⁻ (par exemple : r² = 0,75 pour Al, r² = 0,55 pour Ca). L'augmentation des concentrations en nitrates témoigne d'une minéralisation et nitrification importante de la matière organique par les micro-organismes, suivies par un lessivage des nitrates non prélevé par les arbres. On remarque deux périodes de fort lessivage des nitrates entre octobre et décembre 2016 et en mai 2017.

Les traitements n'ont pas d'effet significatif sur les concentrations en éléments majeurs dans les eaux gravitaires, quelle que soit la dose. Cependant, les pots amendés semblent entraîner une quantité plus importante de calcium dans les eaux de drainage, et une quantité moindre des autres cations et anions par rapport aux témoins (Figure 29).

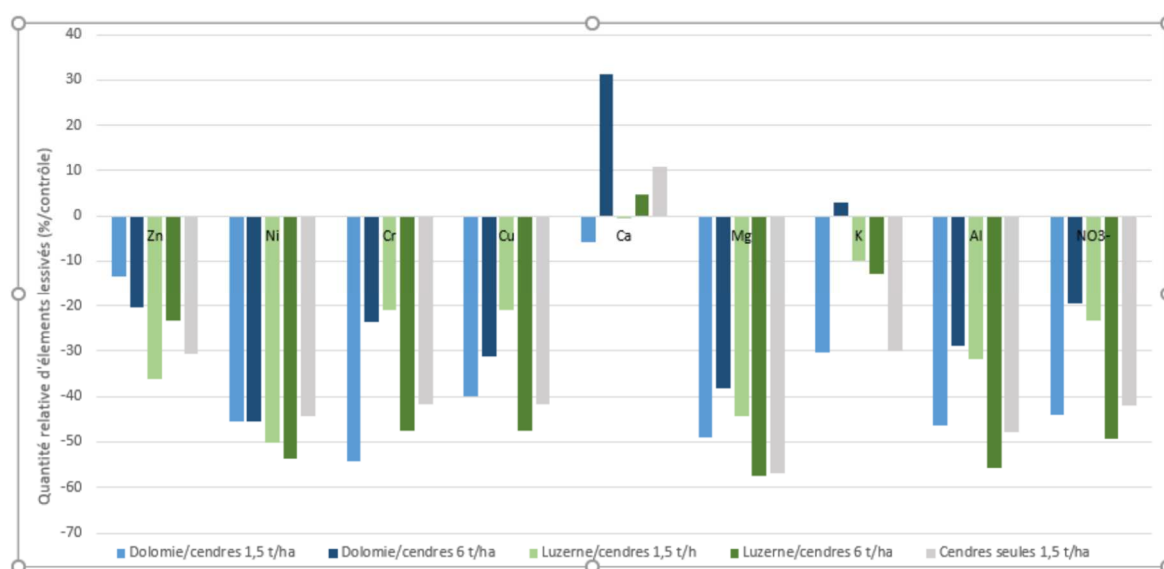


Figure 29 - Effet des traitements sur le lessivage des ETM, éléments majeurs et nitrates par rapport au témoin selon la formule : $((\text{Traitement}/\text{Témoin})-1)*100$. Une valeur positive indique un drainage supérieur induit par les traitements par rapport au témoin, une valeur négative traduit un drainage plus faible.

3.3.1.2.3 Evolution des concentrations en éléments mineurs

Les éléments mineurs (Cu, Cr, Ni, Zn) montrent les mêmes variations que les éléments majeurs et les nitrates avec deux pics notables des concentrations en octobre 2016 et mai 2017 (Figure 29). Le pic de concentration de mai 2017 est très faible pour le cuivre comparativement aux autres éléments.

Les différents traitements et les doses n'ont pas d'effet significatif sur les concentrations en ETM dans les eaux libres. Comme pour les éléments majeurs, les traitements semblent entraîner un lessivage moins important des métaux dans les eaux de drainage par rapport au témoin (Figure 30).





Figure 30 - Evolution des concentrations en cuivre, chrome, nickel et zinc dans les eaux gravitaires pour les différentes modalités (n=5) (barre = écart-type)

3.3.1.2.4 Interprétation

L'apport de cendres brutes a un impact positif sur la croissance des jeunes hêtres. Ce résultat peut être relié à l'effet chaulant des cendres sur le sol et/ou à l'apport d'éléments nutritifs, bien que l'effet chaulant des cendres semble plus important que l'effet fertilisant primaire.



Le calcium présent en grande quantité dans les cendres de bois est principalement sous forme de carbonates (Maltas et Sinaj, 2014). L'augmentation du pH, visible à partir de juillet 2017 dans les eaux gravitaires, suggèrent que l'apport de CaCO₃ par les cendres a permis neutraliser le pH du sol. La baisse de l'acidité favorise la minéralisation de la matière organique et augmente la disponibilité des nutriments. Des analyses ont été faites sur la composition des feuilles de hêtres en 2016 et 2017. Il en résulte que la nutrition en calcium est améliorée pour les deux années pour tous les traitements, ainsi qu'en potassium mais seulement la première année. En revanche il n'y a pas de différence significative pour le magnésium et le phosphore (Tisserand, 2017). Schäfer (2002) a montré que l'apport de cendres diminue fortement l'absorption de l'aluminium par les arbres. En effet, les différentes formes de l'aluminium dans le sol ont des effets négatifs sur la croissance des racines et le métabolisme racinaire (Marschner, 2011). Ces résultats sont en phase avec l'analyse des sols réalisée en mai 2017. Les quantités de Ca et K échangeables ont augmenté significativement dans les sols amendés par les cendres brutes au détriment de l'aluminium échangeable (Tisserand, 2017).

L'apport des cendres mélangées ne montrent pas d'effet significatif sur la croissance des arbres pendant la période 2016-2018. Ceci peut être dû aux conditionnements des mélanges qui sont moins réactifs que les cendres brutes non éteintes. Plusieurs études ont montré que les cendres non éteintes ont un impact plus rapide et plus intense sur la chimie du sol que les cendres broyées ou granulées (Eriksson, 1998).

Augusto et al., (2008) ont montré que pour des sols minéraux acides, l'apport de cendres a un effet très modéré sur la croissance des arbres. Ce résultat est dû à l'absence d'azote dans les cendres bois. L'effet dose observé pour la formulation LUZEAL montre que l'apport d'azote en plus des cendres de bois permet de stimuler la croissance des arbres de façon significative. D'autres études ont également souligné ce résultat (Jacobson, 2003 ; Saarsalmi et al., 2006).

3.3.1.2.5 Risques de contamination par les Eléments Traces Métalliques

La concentration des ETM dans les cendres de bois lors de la combustion est un facteur de risque à prendre en compte. Cependant, le suivi des eaux gravitaires ne montre aucun enrichissement en éléments traces métalliques. Au bout de trois ans, la quantité de métaux lessivés dans les eaux est inférieure pour tous les sols amendés, même à forte dose, par rapport au témoin. De la même façon, aucun transfert n'est visible un niveau des feuilles de hêtres un an après l'application des cendres (Tisserand, 2017). Les études qui se sont intéressées aux conséquences des apports d'ETM par les cendres corroborent ces résultats (Schäfer, 2002 ; Augusto et al., 2008).

Maltas et Sinaj (2014) ont montré que les ETM sont majoritairement sous forme peu disponible dans les cendres de bois. De plus, l'effet chaulant des cendres diminue la solubilité de la plupart des métaux (Dimitriou et al., 2006). L'augmentation du pH modifie l'état chimique des éléments. La plupart des métaux passe d'une forme labile à une forme plus stable et donc moins disponible pour les plantes. Après un apport de cendres, la majorité des ETM sont liés sous forme insoluble à la matière organique du sol dans l'humus (Schäfer, 2002).

Le risque de contamination de l'environnement par un apport d'ETM via les cendres de bois est donc faible même avec une dose excessive. Cependant, cette conclusion est valable s'il n'y pas de changement du milieu et surtout du pH à long terme.

3.3.4. Effets d'une application de cendre et d'un retrait total ou partiel des rémanents sur l'interface sol-végétation en contexte de sols forestiers acide et neutre

Pour rappel, l'objectif de cette expérimentation est double. Il est, d'une part, de tester la réponse biologique et physico-chimique de l'interface sol-végétation à un gradient d'exportation de rémanents compensé par un gradient d'application de cendres. Il est, d'autre part, d'appréhender si les réponses observées sont similaires en contexte de sol acide et en contexte de sol neutre (cf partie 2.3.2 pour les différentes modalités de mise en place des mésocosmes).

3.3.2.1 Suivi des variables physico-chimiques

Avant de détailler les résultats, il est important de préciser que le premier facteur responsable de la variabilité des données physico-chimiques issues de l'expérimentation est le type de sol (acide – versus neutre) expliquant à lui seul 77,33% de la variance des données (résultats d'une analyse inter-intra non



présentée ici, Doledec et Chessel, 1989). Il en découle que la réponse des variables physico-chimiques aux modalités expérimentales est très fortement dépendante du type de sol.

Dans le cas du sol neutre, peu de propriétés chimiques sont impactées. Seul le K échangeable diminue de moitié dans les traitements mélangeant apports de cendre et apports de rémanents ('70R 30A' et 30R 70A') (Tableau 18). Les variables pH_{eau}, delta pH et concentration en Ca et Mg échangeables montrent une légère variation dans les traitements mixtes, cependant ces variations sont trop minimes pour être biologiquement impactantes (variations < 1%).

Les résultats sont plus marqués pour le sol acide. Comme pour le sol neutre, la concentration en K échangeable diminue de plus de 50% dans les traitements mélangeant apport de cendre et apport de rémanents ('70R 30A' et 30R 70A') (Tableau 18) en lien très probablement avec une activité fongique augmentant dans ces traitements (cf. Section 3.2.2). Dans la mesure où sur le terrain, les rémanents ne sont jamais ramassés à 100%, l'interaction avec les cendres apportées est susceptible d'être observées en conditions réelles forestières. Parallèlement à l'effet sur le potassium, le retrait des rémanents a un effet négatif sur le CEC du sol (p-value : 0,01), le Mg échangeable (p-value : 0,03), le Ca échangeable (p-value < 0,001) et donc sur le taux de saturation (p-value : 0,01). D'une manière générale, l'effet des cendres seul est similaire à l'effet de l'exportation des rémanents, mais moins marqué que celui-ci et conduit d'une manière synthétique à une baisse du taux de saturation du sol.

Tableau 18 - Paramètres chimiques des sols dans les différentes modalités expérimentales après 20 semaines d'expérimentation, résultats présentés en moyennes (écart-type). T : traitement témoin, R- : traitement sans rémanents, C : traitement sans rémanents avec cendre, 70R30C : 70% rémanents – 30 % de cendre, 30R70C : 30% de rémanents du témoins – 70 % de cendre. Les différentes lettres (a - b) indiquent les différences significatives au seuil $\alpha = 0,05$ (Two-way Anova and test post-hoc de Tukey, $n = 8$). En gras les variables significativement impactées par les modalités expérimentales.

Sol	Variables	T	R-	70R 30C	30R 70C	C	P-value de l'effet cendres	P-value de l'effet rémanents	P-value de l'interaction
Neutre	CEC (cmol+/kg)	15,71 (0,24)	15,66 (0,18)	15,68 (0,27)	15,89 (0,35)	15,37 (0,50)	0,33	0,87	0,06
	Al (cmol+/kg)	0,020 (0,001) ^a	0,020 (0,001) ^{ab}	0,019 (0,008) ^b	0,02 (0,001) ^{ab}	0,019 (0,001) ^{ab}	0,83	0,61	0,67
	Ca (cmol+/kg)	15,03 (0,23)^{ab}	14,99 (0,14)^{ab}	15,03 (0,25)^b	15,24 (0,34)^a	14,72 (0,48)^b	0,35	0,82	0,05
	Fe (cmol+/kg)	0	0	0	0	0	Na	Na	Na
	K (cmol+/kg)	0,075 (0,0049)^a	0,0750 (0,0005)^a	0,0290 (0,024)^b	0,019 (0,0014)^b	0,0701 (0,0073)^a	1,97E-03	1,32E-03	2,25E-10
	Mg (cmol+/kg)	0,48 (0,03)^{ab}	0,48 (0,03)^{ab}	0,50 (0,03)^a	0,50 (0,03)^a	0,46 (0,01)^b	0,64	0,38	0,01
	Mn (cmol+/kg)	0,0086 (0,0046)	0,0118 (0,0066)	0,0131 (0,0103)	0,0163 (0,0010)	0,012 (0,0002)	0,16	0,22	0,61
	Na (cmol+/kg)	0,0835 (0,0117)	0,0773 (0,0047)	0,0841 (0,0120)	0,0846 (0,0097)	0,0871 (0,0137)	0,19	0,43	0,56
	S/T	99,80 (0,06)	99,78 (0,04)	99,78 (0,04)	99,77 (0,05)	99,80 (0,00)	0,92	0,38	0,36
	pH H2O	6,88 (0,01)^a	6,86 (0,04)^{ab}	6,85 (0,07)^b	6,77 (0,04)^c	6,88 (0,02)^a	0,3801	0,9643	1,70E-03
	pH KCL	6,05 (0,05)	6,04 (0,08)	6,05 (0,06)	6,03 (0,04)	6,08 (0,02)	0,371	0,852	0,314
	Delta pH	0,82 (0,04)^a	0,81 (0,06)^a	0,79 (0,05)^{ab}	0,73 (0,05)^b	0,80 (0,01)^a	0,07	0,80	0,03
	Acide	CEC (cmol+/kg)	4,55 (0,37)^a	4,18 (0,25)^b	4,43 (0,48)^{ab}	4,38 (0,32)^{ab}	4,26 (0,16)^{ab}	0,33	0,01
Al (cmol+/kg)		1,00 (0,22)^c	1,13 (0,11)^{bc}	1,20 (0,18)^{ab}	1,25 (0,20)^a	1,20 (0,12)^{abc}	0,01	0,02	0,02
Ca (cmol+/kg)		3,12 (0,53)^a	2,61 (0,26)^b	2,80 (0,60)^{ab}	2,70 (0,46)^{ab}	2,61 (0,22)^{ab}	0,04	3,08E-03	0,40
Fe (cmol+/kg)		0,0036 (0,0010) ^b	0,0043 (0,0005) ^{ab}	0,0040 (0,0006) ^b	0,0038 (0,0004) ^{ab}	0,0048 (0,0004) ^a	0,03	0,13	0,07
K (cmol+/kg)		0,0348 (0,0084)^a	0,0305 (0,0075)^a	0,0136 (0,0088)^b	0,0086 (0,0032)^b	0,0341 (0,0059)^a	0,15	3,25E-03	4,80E-07
Mg (cmol+/kg)		0,21 (0,02)^{ab}	0,18 (0,01)^b	0,21 (0,03)^a	0,21 (0,02)^a	0,19 (0,01)^{ab}	0,68	0,03	0,08
Mn (cmol+/kg)		0,1110 (0,0155)^b	0,11185 (0,0111)^{ab}	0,1196 (0,0045)^{ab}	0,1285 (0,0140)^{ab}	0,1255 (0,0061)^a	0,02	0,22	0,79
Na (cmol+/kg)		0,0618 (0,0094) ^{ab}	0,0620 (0,0087) ^{ab}	0,0666 (0,0152) ^{ab}	0,0585 (0,0102) ^b	0,0740 (0,0090) ^a	0,05	0,65	0,07
S/T		75,02 (6,82)	69,88 (3,37)	69,37 (6,20)	67,95 (5,84)	68,82 (3,45)	0,01	0,01	0,06
pH H2O		5,2 (0,01)^b	5,09 (0,06)^a	5,12 (0,03)^{ab}	5,11 (0,04)^b	5,09 (0,02)^b	1,43E-02	1,14E-04	0,12
pH KCL		3,89 (0,04)^b	3,93 (0,03)^{ab}	3,92 (0,04)^{ab}	3,92 (0,01)^a	3,91 (0,02)^{ab}	0,56	0,05	0,52
Delta pH		1,19 (0,03)^b	1,26 (0,04)^a	1,20 (0,02)^b	1,18 (0,05)^b	1,17 (0,02)^b	2,09E-03	3,31E-03	0,21

3.3.2.2. Suivi des variables biologiques

A l'instar des variables physico-chimiques, le premier facteur responsable de la variabilité des données biologiques issues de l'expérimentation est le type de sol (acide – neutre) expliquant à lui seul 35,43% de la variance des données (résultats d'une analyse inter-intra non présentée ici, Doledec et Chessel, 1989). A noter que les caractéristiques biologiques mesurées pour suivre la croissance de *Poa nemoralis* n'ont donné lieu à aucune différence significative entre les modalités expérimentales.



Pour le sol neutre, seule la mésafaune montre une diminution de l'abondance totale dans les traitements mixtes (Figure 31), les autres variables biologiques suivies ne montrent aucune réponse (tableau 19). La diminution d'abondance totale de la mésafaune est en grande partie due au groupe des collemboles héli-édaphiques (Figure 32, b). Il faut aussi noter que l'abondance en collemboles euédaphiques baisse avec les apports de cendres (Figure 32, c).

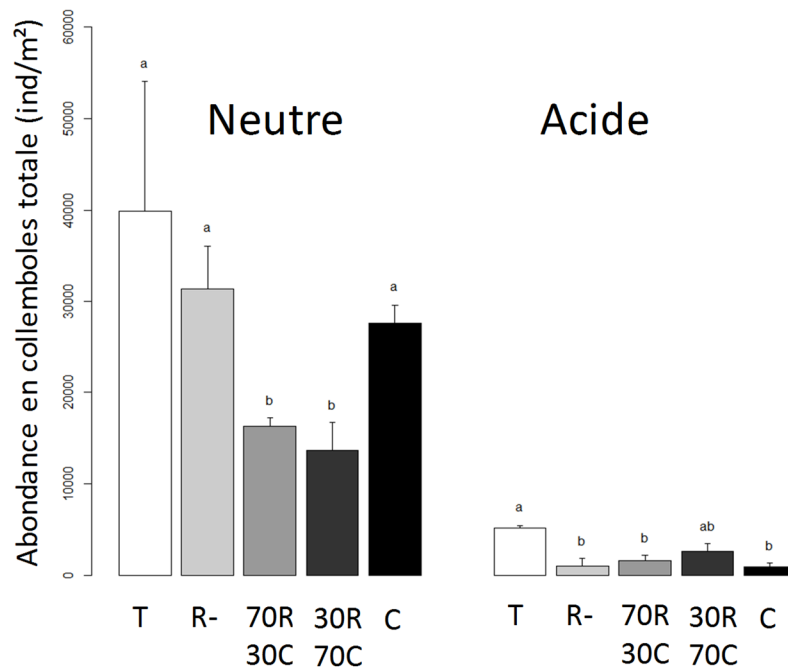


Figure 31 - Abondance totale des collemboles dans les différentes modalités expérimentales après 20 semaines d'expérimentation. T : traitement témoin, R- : traitement sans rémanents, C : traitement sans rémanents avec cendre, 70R30C : 70 % rémanents - 30 % de cendre, 30R70C : 30% de rémanents du témoin – 70 % de cendre. Les différentes lettres (a- b) indiquent les différences significatives au seuil $\alpha = 0,05$ (Two-way Anova and test post-hoc de Tukey).

Tableau 19 - Paramètres biologiques des sols dans les différentes modalités expérimentales après 20 semaines d'expérimentation, résultats présentés en moyennes (écart-type). T : traitement témoin, R- : traitement sans rémanents, C : traitement sans rémanents avec cendre, 70R 30C : 70 % rémanents + 30 % de cendre, 30R70C : 30 % de rémanents du témoin + 70 % de cendre. Les différentes lettres (a-b) indiquent les différences significatives au seuil $\alpha = 0,05$ (Two-way Anova and test post-hoc de Tukey, $n=8$). En gras les variables significativement impactées par les modalités expérimentales.

Sol	Variabiles	T	R-	70R 30C	30R 70C	C	P-value de l'effet cendres	P-value de l'effet rémanents	P-value de l'interaction
Neutre	Earthworms biomass evolution (%)	-8,93 (8,39)	-20,02 (13,64)	-72,02 (25,52)	-5,80 (67,98)	12,65 (9,62)	0,24	0,46	0,06
	Mycorrhizial rate (covering % of each root)	10,27 (1,06)	17,77 (12,44)	13,44 (6,93)	15,55 (7,37)	18,82 (7,85)	0,19	0,17	0,91
	Microbial C biomass (mg de C/kg)	223,43 (36,45)	258,34 (99,14)	250,21 (51,38)	254,03 (67,82)	185,86 (17,40)	0,34	0,75	0,19
	Ergosterol content (mg/g)	0,879 (0,096)	0,815 (0,221)	0,744 (0,111)	0,754 (0,161)	0,884 (0,169)	0,95	0,98	0,16
	Microbial C biomass/ergosterol content	4,01 (0,82)	3,67 (2,22)	3,01 (0,45)	3,25 (1,62)	4,80 (1,08)	0,49	0,79	0,12
Acide	Earthworms biomass evolution (%)	-0,36 (0,30)	-0,09 (0,26)	0,50 (0,27)	-0,51 (0,20)	0,12 (0,33)	0,62	0,76	0,88
	Mycorrhizial rate (covering % of each root)	22,93 (10,03)^a	17,88 (12,91)^{ab}	10,44 (2,30)^b	11,11 (0,78)^b	10,13 (2,44)^b	0,01	0,50	0,11
	Microbial C biomass (mg de C/kg)	107,23 (33,13)^a	92,82 (44,56)^{ab}	69,97 (34,95)^{ab}	41,09 (13,06)^b	86,01 (32,20)^{ab}	0,21	0,95	0,06
	Ergosterol content (mg/g)	0,911 (0,106)^b	1,124 (0,188)^{ab}	1,406 (0,236)^a	1,186 (0,150)^{ab}	1,071 (0,282)^{ab}	0,71	0,91	0,04
	Microbial C biomass/ergosterol content	9,26 (3,85)^b	15,69 (11,47)^{ab}	24,78 (15,33)^a	30,58 (9,42)^a	14,57 (9,44)^{ab}	0,32	0,88	0,01

Pour le sol acide, la biomasse en vers de terre et l'abondance en mésofaune ne varie pas suivant les traitements (tableau 19 et Figure 31). Seules les abondances en collemboles épédaphiques et hémiedaphiques diminuent significativement dès que l'apport en rémanents baisse (Figure 32, a). Par ailleurs, les communautés microbiennes sont fortement impactées avec une diminution importante de l'ordre de 61 % de la biomasse microbienne dans les traitements mixtes (mélange de rémanents et de cendre) et une forte augmentation de la biomasse fongique (e.g. 0,911 $\mu\text{g/g}$ sol dans le traitement témoin contre 1,406 $\mu\text{g.g}^{-1}$ sol dans le traitement '70R 30A') (tableau 19). L'augmentation de la biomasse fongique semble être plutôt due aux champignons saprophytes au regard du taux de mycorhization de *Poa nemoralis* qui montre une diminution moyenne de - 53,94% en présences de cendres et à l'absence de symptômes d'infection racinaire par des champignons phytopathogènes. Ces résultats indiquent clairement une bascule des chaînes de décomposeurs du sol vers un fonctionnement dominé par l'activité fongique.

La diminution importante de la CEC, du pH_{eau} et des concentrations en Ca et Mg dans la modalité 'R-' justifie l'importance des rémanents dans l'apport en éléments minéraux du sol acide. La décomposition des rémanents forestiers, essentiellement composés de lignine, est plutôt réalisée par les champignons (Gobat et al., 1998). Il est reconnu que pour leur développement, les champignons saprophytes sont dépendant de la concentration en K facilement assimilable pour leur activité métabolique (e.g. fonctionnement des ATPases (Benito et al., 2011; Maathuis, 2009)). Ces propriétés physiologiques des champignons saprophytes peuvent expliquer le fort accroissement de la biomasse fongique et la diminution importante du K dans les traitements mixtes (cendre + rémanents). Ainsi la diminution de la concentration en K du sol ne serait pas uniquement due à de la lixiviation mais à une immobilisation dans la biomasse fongique.



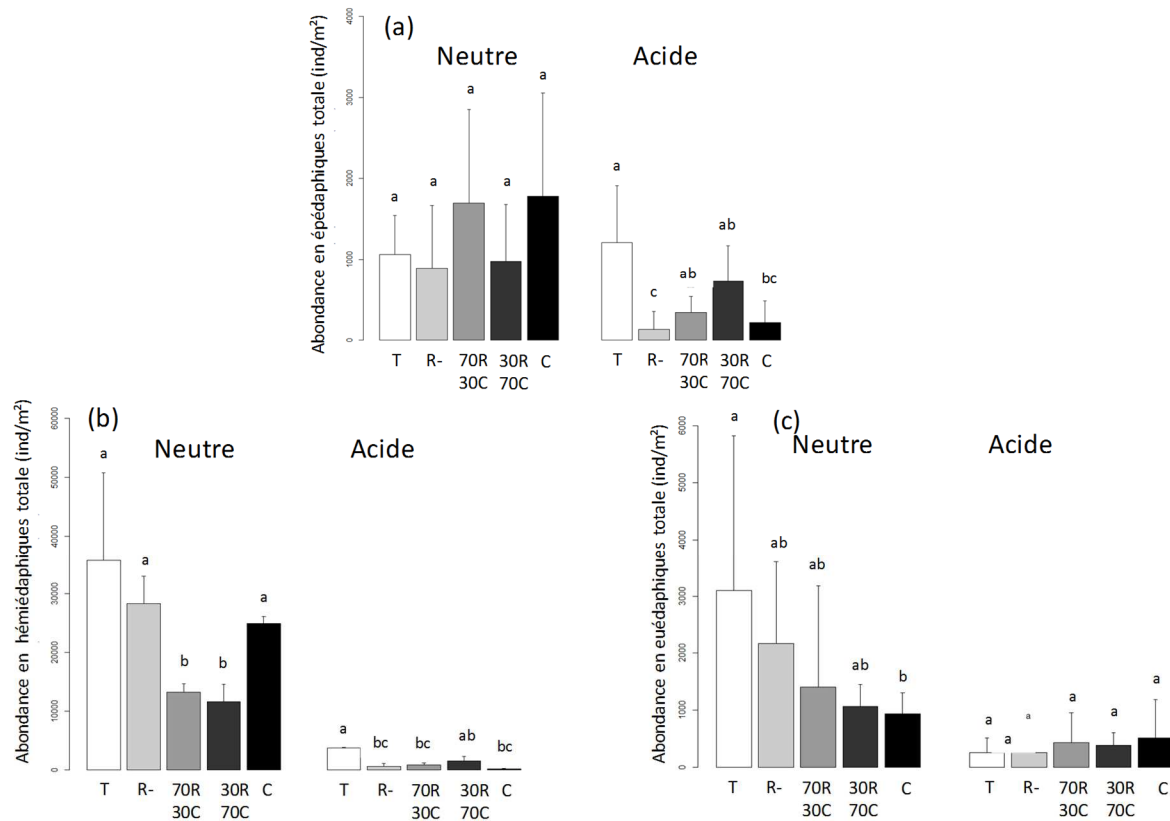


Figure 32 - Abondance des collembolés a) épédaphique, b) hémiedaphiques et c) euédaphiques dans les différents modalités expérimentales après 20 semaines d'expérimentation. T : traitement témoin, R- : traitement sans rémanents, C : traitement sans rémanents avec cendre, 70R 30C : 70 % rémanents + 30 % de cendre, 30R 70C : 30 % de rémanents du témoin + 70 % de cendre. Les différentes lettres (a-b) indiquent les différences significatives au seuil $\alpha = 0,05$ (Two-way Anova and test post-hoc de Tukey).

3.4. Croissance et propriétés du bois

3.4.1. Dendrométrie

Le traitement sol nu n'a pas encore d'impact sur les variables dendrométriques intégratrices (circonférence à 1,30 m, hauteur, Figure 33), ni même sur les relations hauteur/circonférence (Figure 344). Ce résultat était attendu car les traitements ont été mis en place pour ces deux sites il y a 5 ans seulement pour des arbres qui sont âgés (mesure à 1,30 m sur les carottes) de $37(\pm 7)$ ans pour le chêne, $36(\pm 4)$ ans pour le charme, et $31(\pm 8)$ pour le Hêtre. Ces valeurs sont cohérentes avec celles indiquées sur les plans d'aménagement de l'ONF des deux sites.

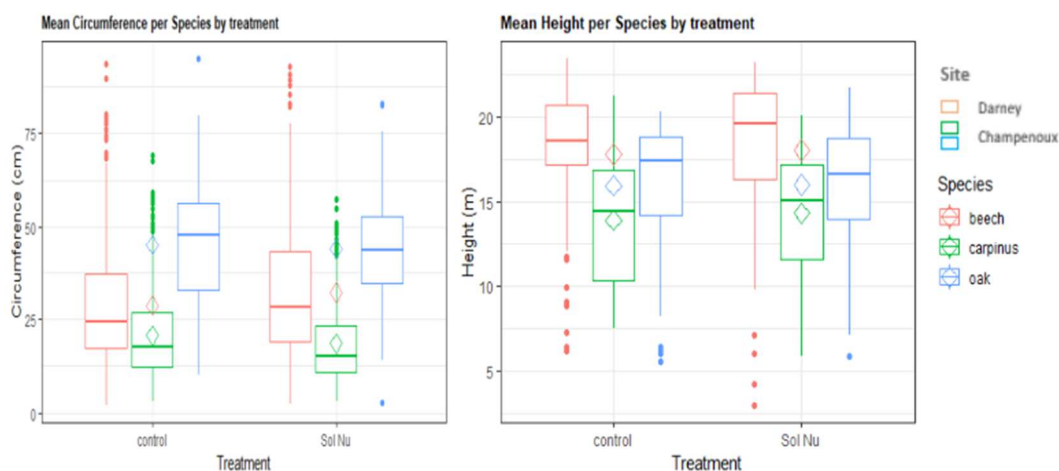


Figure 33 - Distribution des circonférences et des hauteurs entre les peuplements témoins et ceux en sol nu (litière et rémanents enlevés tous les ans, depuis 5 ans). Aucune différence significative n'est observée, quelle que soit l'essence.

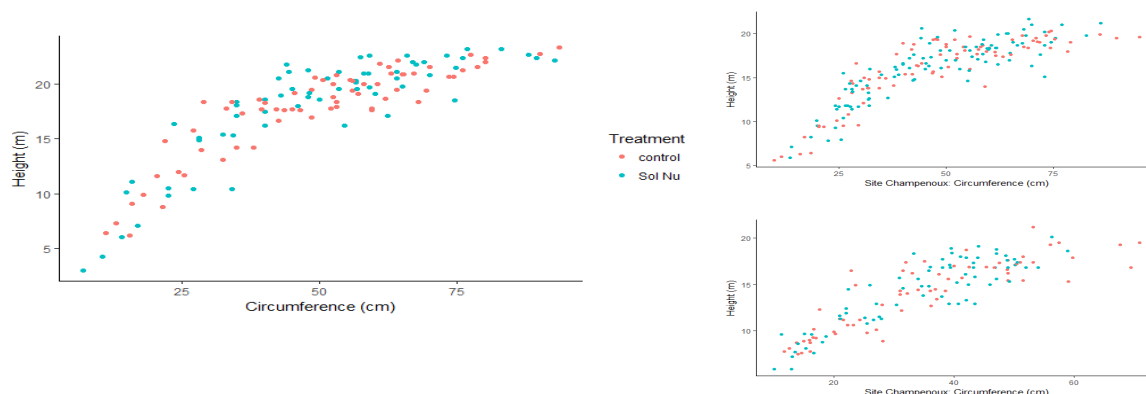


Figure 34 - Relations Hauteur / Circonférence pour les trois essences et les deux traitements. Aucune différence entre des modèles par traitement et un modèle par essence (tests AIC et BIC après ajustement des relations avec un modèle non linéaire). Plusieurs types d'équations ont été testés selon les groupes proposés par Shvets and Zeide. (1996).

3.4.2. Impact sur la largeur de cerne et la densité du bois

Les résultats concernant l'effet du traitement « sol nu » sur la largeur de cerne et sur la densité du bois (kg / m³) pour les zones proches de la moelle (longueur de 2,5 cm englobant la moelle) et proches de l'écorce (longueur de 2,5 cm, derniers cerne près de l'écorce) sont donnés par le Tableau 20. Un effet négatif et fortement significatif est constaté pour les cerne proches de l'écorce pour le Hêtre que ce soit pour la largeur de cerne et la densité du bois. Aucun effet n'est observé pour le charme, tandis qu'un très léger effet négatif est constaté pour la largeur de cerne proches de la moelle chez le chêne. Si l'effet sur le hêtre était attendu, celui sur le chêne l'est moins et relève peut-être du faible taux d'échantillonnage (10 carottes par placeau contre 15 chez le hêtre) et le fait que les arbres ont été régénérés naturellement (différence d'âge et de vitesse de croissance au début du peuplement qui n'est plus reflétée par la circonférence des arbres au moment de l'inventaire 30 à 40 ans plus tard). Il est à noter que pour le Hêtre, la diminution de la densité pour les cerne proches de l'écorce induite par la diminution de la largeur de cerne ne représente que 1%, signifiant que non seulement le traitement a diminué la taille des cerne mais aussi probablement la structure des cellules (épaisseur des parois par exemple).

Tableau 20 - Fonctions GLM et Sig. codes permettant d'observer l'effet du traitement sur la densité du bois et la largeur des cernes (WD indique la densité du bois anhydre (kg / m3), RW correspond à la largeur des cernes (mm), trt à un traitement. "moelle" et "écorce" indiquent des valeurs proches de Les valeurs des coefficients avec la variable associée sont indiquées pour les corrélations significatives dans une colonne séparée Signif Codes pour les valeurs p: 0 **** 0.001 *** 0.01 ** 0.05 . ' 0.1 ' NS 'non significatif

Fonction GLM		Valeurs de coefficients	Significativité (codes)		
			RW	age	trt
Chêne					
$WD = f(RW, age, trt)$	moelle		NS	NS	NS
	écorce	+368.33 RW	**	NS	NS
$RW = f(age, trt)$	moelle	-0.06 Sol nu		NS	.
	écorce			NS	NS
Charme					
$WD = f(RW, age, trt)$	moelle		NS	NS	NS
	écorce		NS	NS	NS
$RW = f(age, trt)$	moelle	- 0.012 age		*	NS
	écorce			NS	NS
Hêtre					
$WD = f(RW, age, trt)$	moelle	+98.32 RW	.	NS	NS
	écorce	-17.37 Sol nu	NS	NS	*
$RW = f(age, trt)$	moelle			NS	NS
	écorce	+0.001 age -0.037 Sol nu		*	**

3.4.3. Impact sur les teneurs en minéraux du bois et translocations

Pour les hêtres à Darney, le traitement « sol nu » a un impact négatif pour quasiment tous les nutriments sauf le Fe, où le traitement a abouti à des valeurs plus élevées (suspicion d'une contamination par la terrière de pressler) pour les cernes proches de l'écorce. Aucune différence significative entre traitement n'a été observée pour les cernes proches de la moelle (Tableau 21).

Tableau 21 - Fonctions GLM et Sig. codes pour observer l'effet du traitement sur les proportions de nutriments proches de la moelle et des zones d'écorce. Dans le tableau, les termes "moelle" et "écorce" indiquent respectivement les zones proches de la moelle et les zones proches des écorces. Les valeurs des coefficients de traitement sont données en termes de changement pour Sol nu. Signif. Codes pour les valeurs p: 0 **** 0,001 *** 0,01 ** 0,05 ". " 0,1 "NS" Non significatif

Fonction GLM		Significativité (codes)									
		Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si
Chêne											
$Nutriments = f(Traitement)$	Moelle	NS	**	**	.	NS	NS	*		*	**
	Coefficients	-0.01	-0.32	-0.03	-0.04	-0.02	.00	-0.05		-0.08	-0.01
Coefficients : (±)Sol nu	Ecorce	NS	.	.	*	*	NS	*		*	NS
	coefficients	0.00	-0.22	-0.02	-0.24	-0.08	-0.01	-0.05		-0.05	-0.00
Charme											
$Nutriments = f(Traitement)$	Moelle	.	NS	NS	*	**	*	NS		NS	NS
	coefficients	-0.02	-0.00	0.00	-0.23	-0.11	-0.09	-0.01		.02	-0.01
Coefficients : (±)Sol nu	Ecorce	NS	NS	NS	.	NS	*	.	NS	***	**
	coefficients	-0.01	0.1	-0.04	-0.28	-0.07	-0.09	-0.06	-0.02	-0.25	-0.02
Hêtre											
$Nutriments = f(Traitement)$	Moelle	NS	NS	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	coefficients	-0.00	-0.10	0.04	-0.15	-0.04	-0.03	-0.02	-0.01	-0.04	-0.00
Coefficients : (±)Sol nu	Ecorce	*	*	NS	***	**	NS	***		***	***
	coefficients	-0.03	-0.38	.01	-0.43	-0.11	.02	-0.15		-0.24	-0.03



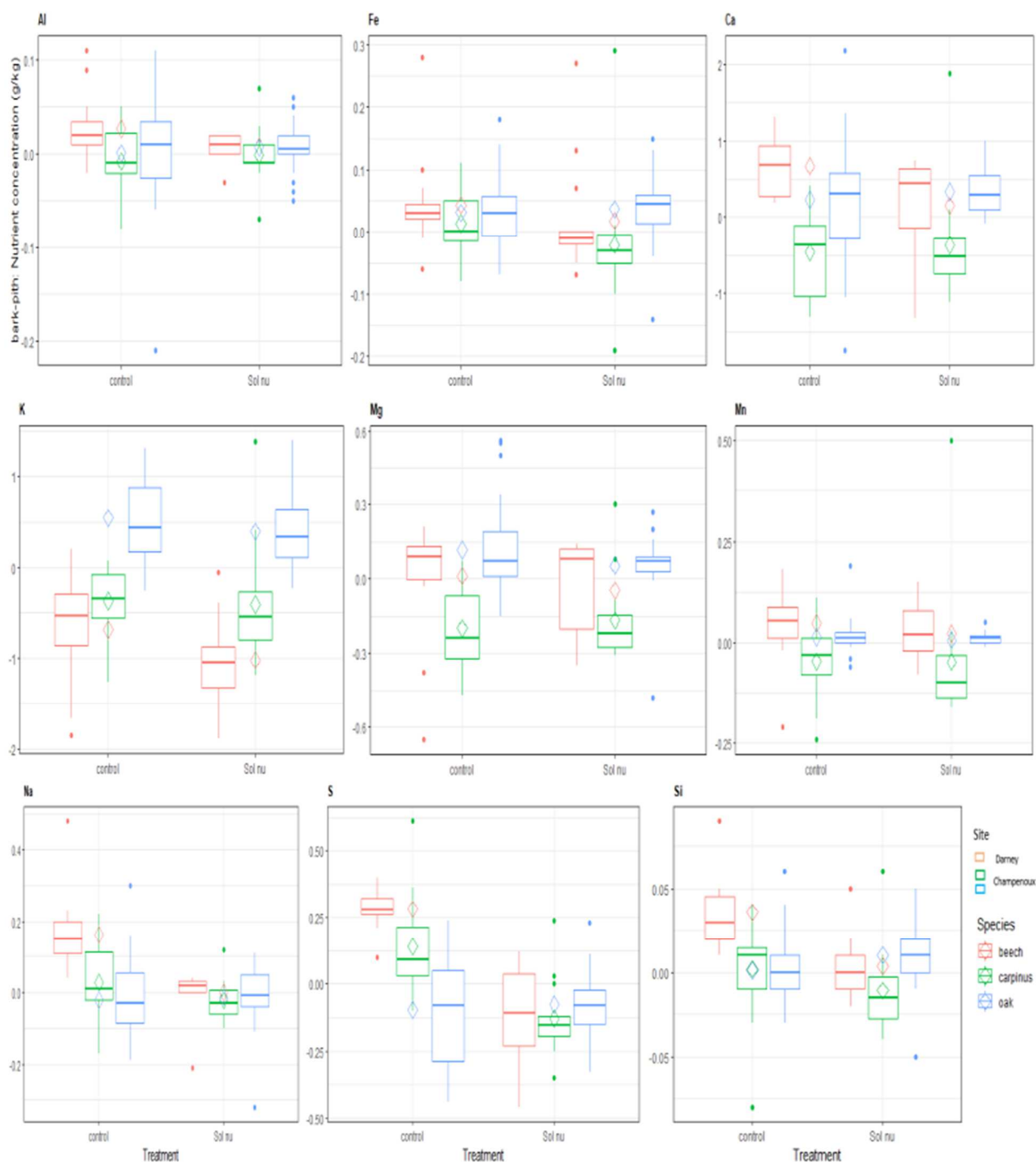


Figure 35 - Translocation dans les carottes de bois calculée comme la différence de concentration en éléments nutritifs (g / kg) entre la zone proche de l'écorce et la zone proche de la moelle pour Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, S et Si. Une valeur positive indique une concentration plus élevée de nutriment à proximité de l'écorce.

Pour les chênes et le charme, des différences significatives et négatives sont observées pour les cernes proches de la moelle et proches de l'écorce. Dans le détail, le traitement « Sol nu » a entraîné des concentrations plus faibles en éléments nutritifs (Ca, Fe, K, Na, S et Si dans la zone proche de la moelle et Ca, Fe, K, Mg, Na et S à proximité à écorce zone) pour le chêne et une diminution des concentrations d'éléments nutritifs (Al, K, Mg, Mn dans la zone proche de la moelle et K, Mn, Na, S et Si dans la zone proche de l'écorce) pour le charme (Tableau 21).

Lorsque les concentrations moyennes en éléments nutritifs sont classées, un patron général a été observé quelle que soit l'espèce et la zone (moelle, écorce) sur les peuplements témoins à savoir : K> Ca> P> S> Mg Mn> Fe Na> Al. Ce classement est perturbé par le traitement sol nu avec une baisse

plus forte des concentrations en P et en S au profit des Mg et Mn, induisant les classements suivants : pour le hêtre (K> Ca> Mn> Mg> P> S> Fe Na> Al), le charme (K> Ca> Mg> Mn> Fe> Na> P> S> Al) et le chêne (K> Ca> Mg> Fe> P> S> Fe> Na> Mn> Al). Ceci indique que non seulement le traitement « sol nu » a induit une baisse des concentrations en éléments nutritifs dans les cernes mais il a également induit un changement de stœchiométrie, en particulier chez les espèces à porosité diffuse (hêtre et charme).

En ce qui concerne les translocations, aucun schéma clair ne peut être avancé (Figure 35), probablement en liaison avec l'âge des arbres, pas encore suffisamment avancé pour que le bois de cœur soit en train de se former.

3.5. Etude socio-économique

3.5.1. Quel est le gisement de cendres de bois propre en France disponible pour une valorisation en forêt ?

3.5.1.1 Résultats des enquêtes auprès des chaufferies indépendantes

Seulement 6 questionnaires (sur une cible de 15 installations) ont pu être renseignés (7 installations n'ont pu être jointes, 2 ont refusé), de caractéristiques variables (puissance, type de chaudière, approvisionnement bois). Quatre installations sur les 6 valorisent les cendres (filière co-compostage, ou plan d'épandage). Les coûts d'élimination des cendres variant de 110 à 280 €/t (cas des cendres volantes concentrées en métaux lourds). Les contacts réalisés ont permis de constater l'intérêt des exploitants de ces chaufferies par la valorisation de leurs cendres, un vrai enjeu dans le cadre de leur activité.

3.5.1.2 Estimation quantitative à partir des BDD

Un tri a été réalisé sur les 1 500 chaufferies référencées de la BDD ONF. Le résultat de ce tri (environ 1 000 chaufferies) a fait l'objet d'analyse pour l'estimation du gisement de cendres pour une valorisation forestière.

La puissance totale installée de ces 1000 chaufferies sélectionnées est d'environ 5.500 MW thermiques et 350 MW électriques.

Leur production de cendres a été estimée à hauteur de **107.000 tonnes en 2017** et la répartition est donnée par la Figure 36 :

- Les grandes chaufferies (plus de 20 MW) représentent en nombre 6% du total mais produisent 49% de cendres
- Les chaufferies de taille moyenne (entre 2 et 20 MW) représentent en nombre 49% mais produisent 45% des cendres
- Les chaufferies de petite taille qui représentent 45 % du total, produisent 6% de cendres.



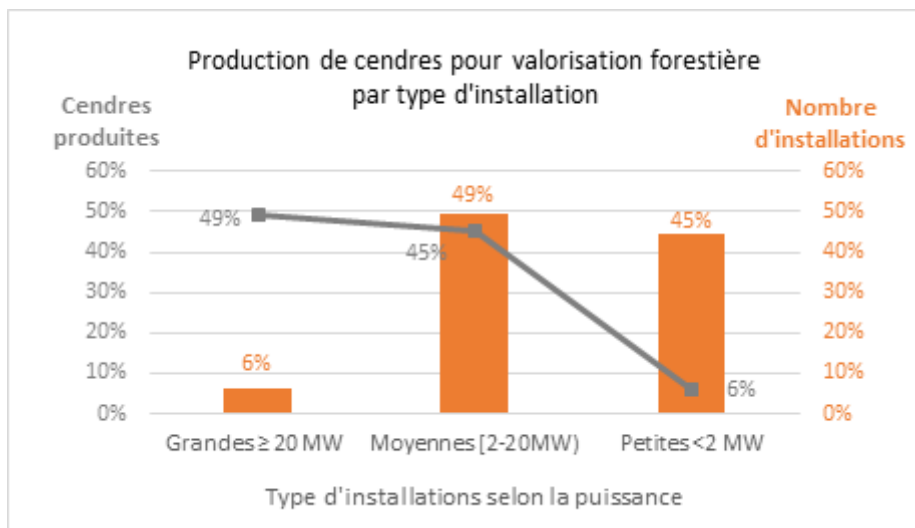


Figure 36 - Répartition des installations selon la puissance et la production estimée de cendres (BDD ONF)

La région de production la plus élevée est le Grand-Est (plus de 20.000 tonnes/an), suivi de la Nouvelle Aquitaine (17.000 tonnes/an) et de l'Auvergne Rhône alpes (10.000 tonnes/an) (Erreur ! Source du renvoi introuvable.7)

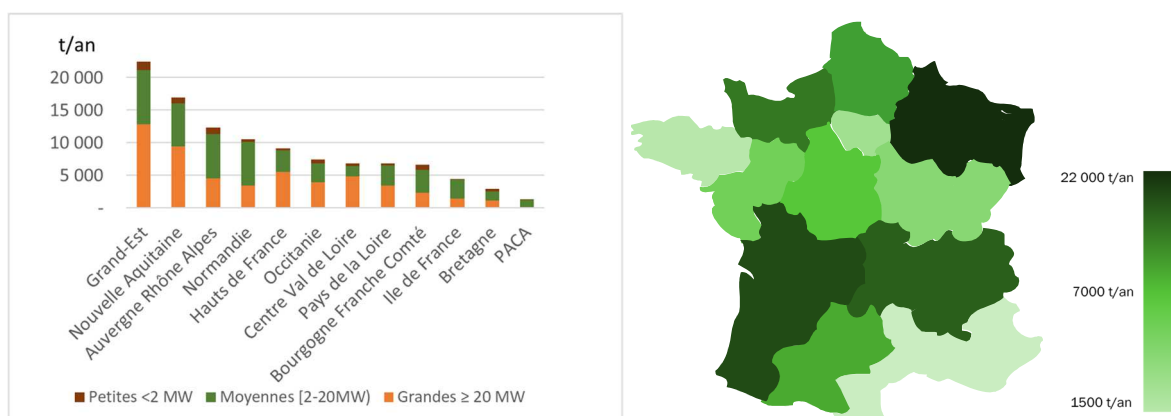


Figure 37 - Production de cendres pour valorisation forestière par région (BDD ONF)



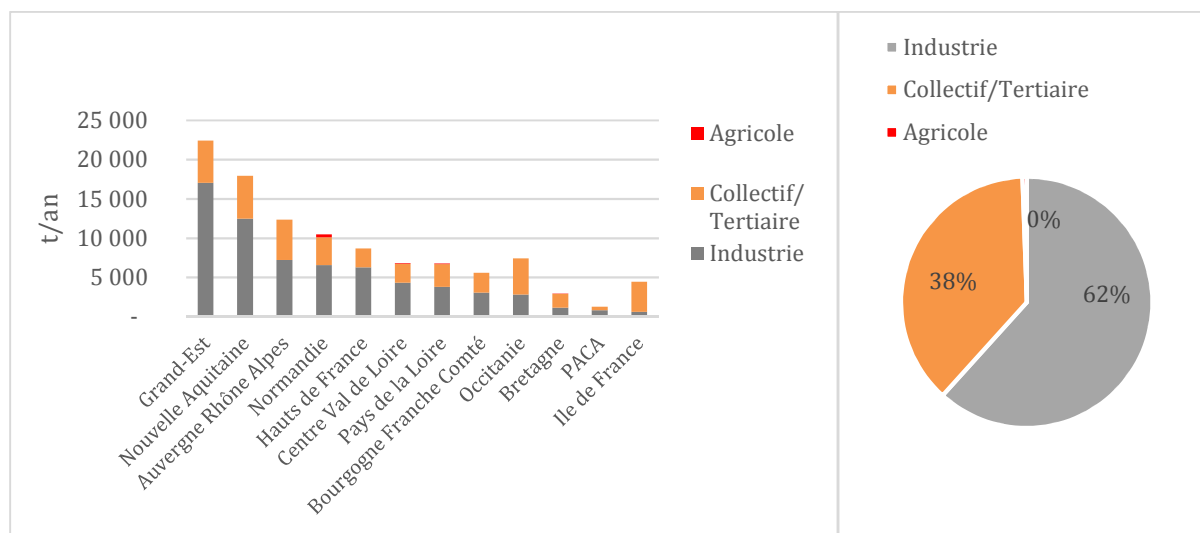


Figure 38 - Production de cendres pour valorisation forestière par secteur d'activité (BDD ONF)

Par secteur d'activité (Figure 38), environ deux tiers des cendres produites pour valorisation forestière sont générées par des chaufferies industrielles, tandis qu'un tiers sont produites par le secteur collectif/tertiaire, les cendres produites par les chaufferies agricoles (chaleur utilisée pour leurs procédés) sont négligeables.

Dans leur base de données « chaufferies » d'environ 3.000 chaufferies, le CIBE (Comité Interprofessionnel du Bois-Energie) a estimé pour 2016 une production de cendres d'environ 180 kTt. L'écart entre l'estimation issue de ce projet (107 kTt pour 2017, BDD ONF) et celle du CIBE pourrait s'expliquer par :

- Des différences dans les hypothèses de calcul du CIBE (taux de cendres de 2%, autres hypothèses non publiques)
- Le fait qu'aucun périmètre partagé n'a été défini pour cibler les chaufferies productrices de cendres utilisables en sol forestier (notamment en fonction de leur approvisionnement, ce recensement considère ainsi certaines installations utilisant des combustibles non forestiers, potentiellement des déchets de bois traités plus chargés en polluants donc inadapté à l'épandage).
- Par l'écart dans le nombre de chaufferies des bases de données respectives 3000 sur la BDD CIBE contre les 1000 chaufferies triées pour l'étude. Néanmoins, l'écart doit préférentiellement correspondre à des chaufferies de petite taille (puissance inférieure à 2MW), qui ne semblent pas avoir un poids très significatif dans l'ensemble de la production de cendres. En outre, dans le cadre de réflexion sur la mise en place de filière de valorisation de cendres en forêt, ces petites installations par leur dispersion, les petites quantités unitaires de cendres produites présentent des contraintes logistiques très importantes : l'éventuel regroupement des cendres pour un prétraitement impliquerait un coût logistique probablement rédhibitoire.

GCF a réalisé également des estimations de quantités de cendres de bois à partir de sa BDD, en utilisant les mêmes hypothèses de tri et de calculs que celles utilisées pour la BDD ONF (tableau 22) Le gisement estimé à partir de cette BDD est de **135 kT**, intermédiaire entre la valeur issue de la BDD ONF et l'estimation du CIBE.

Tableau 22 - Estimation du nombre de chaufferies et du gisement de cendres en France en 2017 (extraction de la BDD GCF pour le projet RESPIRE)

Nbr de chaufferies	> 20 MW	2 à 20 MW	< 2 MW	Total général
Auvergne-Rhône-Alpes	1	25	47	73
Bourgogne-Franche-Comté	3	35	103	141
Bretagne	1	22	61	84
Centre-Val de Loire	9	27	44	80
Corse		1	10	11
DOM		1		1
Grand-Est	8	71	198	277
Hauts-De-France	4	41	50	95
Ile-de-France	3	27	39	69
Normandie	4	36	48	88
Nouvelle-Aquitaine	8	70	187	265
Occitanie	5	23	100	128
PACA	2	9	45	56
Pays de la Loire	2	26	57	85
Total général	50	414	989	1 453

Production de cendres totale (Tonnes, arrondi aux 100t)	> 20 MW	2 à 20 MW	< 2 MW	Total général
Auvergne-Rhône-Alpes	1 400	1 800	7 500	10 600
Bourgogne-Franche-Comté	900	4 100	4 700	9 700
Bretagne	900	1 300	2 200	4 400
Centre-Val de Loire	4 200	1 500	2 500	8 300
Corse	-	-	100	100
DOM	-	-	-	-
Grand-Est	5 800	4 700	10 100	20 600
Hauts-De-France	5 000	2 800	4 500	12 200
Ile-de-France	1 100	4 700	2 600	8 500
Normandie	3 200	2 700	6 100	11 900
Nouvelle-Aquitaine	9 000	7 800	10 300	27 100
Occitanie	3 000	2 100	4 300	9 300
PACA	2 500	700	1 400	4 600
Pays de la Loire	1 400	2 600	3 500	7 600
Total général	38 400	36 800	59 800	135 000

3.5.1.3 Hypothèses et données économiques pour les évaluations d'itinéraires de récolte de menus-bois avec compensation cendres

Le CIBE estime à 65% la part des cendres issues de biomasse qui seraient valorisées en agriculture, soit via des plans d'épandage, soit via leur incorporation dans des déchets verts sur des plateformes de compostage (données 2017). Il n'existe pas d'estimation de la part des cendres valorisées dans d'autres secteurs industriels (BTP et céramique essentiellement). Pour le reste, les cendres sont éliminées sur des centres d'enfouissement techniques. Que ce soit en épandage ou en enfouissement, cette « élimination » des cendres correspond à un poste de coût pour la chaufferie, qu'on peut estimer dans une fourchette de 35 à 45 €/t (hors transport) dans le cas d'une prise en charge par une plateforme de compostage, et entre 70 et 90 €/t (hors transport) pour l'élimination sur une plateforme d'enfouissement (source : opérateur énergétique). A cela s'ajoutent des coûts de transports qu'on peut estimer dans une fourchette raisonnable de 25 à 45 €/t.



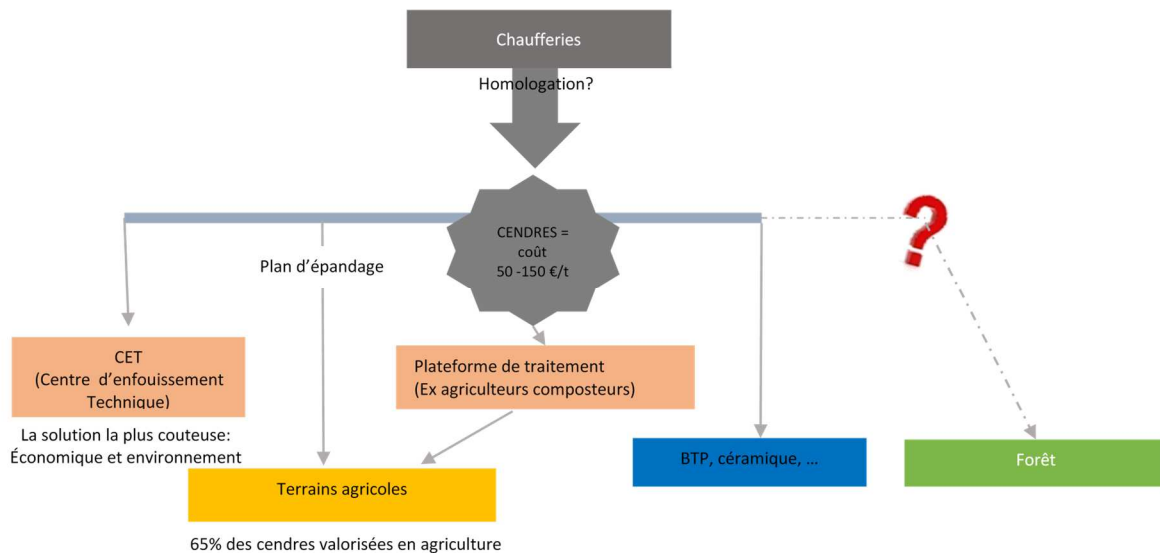


Figure 39 - Schéma des filières actuelles de valorisation des cendres en France.

Dans le cas d'une valorisation agricole, hors plateforme de compostage, l'agriculteur ne paie pas les cendres qu'il épand avec son propre matériel d'épandage.

Le développement de la filière pour la forêt reste à imaginer et leur faisabilité technico-économique à éprouver, avec des conditions techniques certainement plus contraignantes que celles en agriculture :

- des épandages plus difficiles en parcelles forestières (accessibilité, obstacles) et de productivité réduite (estimée dans une fourchette de 1 à 4 t/h dans le cas d'épandage terrestre) et qui nécessitent de disposer d'outils d'épandage adaptés sur des engins forestiers ;
- la nécessité d'utiliser en épandage des cendres pré-traitées, avec des besoins qui vont varier selon l'origine et mode de stockage des cendres en sortie des chaudières ;
- l'élimination par dé-ferraillage des éléments métalliques qui sont dommageables aux épandeurs ;
- un broyage/criblage pour homogénéiser les cendres et faciliter les épandages ;
- l'humidification des cendres récupérées par voie sèche pouvant contenir de la chaux vive encore réactive.

Par ailleurs, les apports des différents éléments nutritifs majeurs (Ca, Mg, P et K) doivent être raisonnés en reposant sur un diagnostic préalable de fertilité des sols et pas sur le seul calcul théorique de compensation des minéralomasses exportées dans les menus-bois. Ce diagnostic suppose la collecte d'échantillons de sol pour analyse (entre 80 à 135 €/analyse si on inclut les analyses réglementaires de métaux lourds), et de l'ordre d'1/2 HJ de technicien par parcelle concernée.

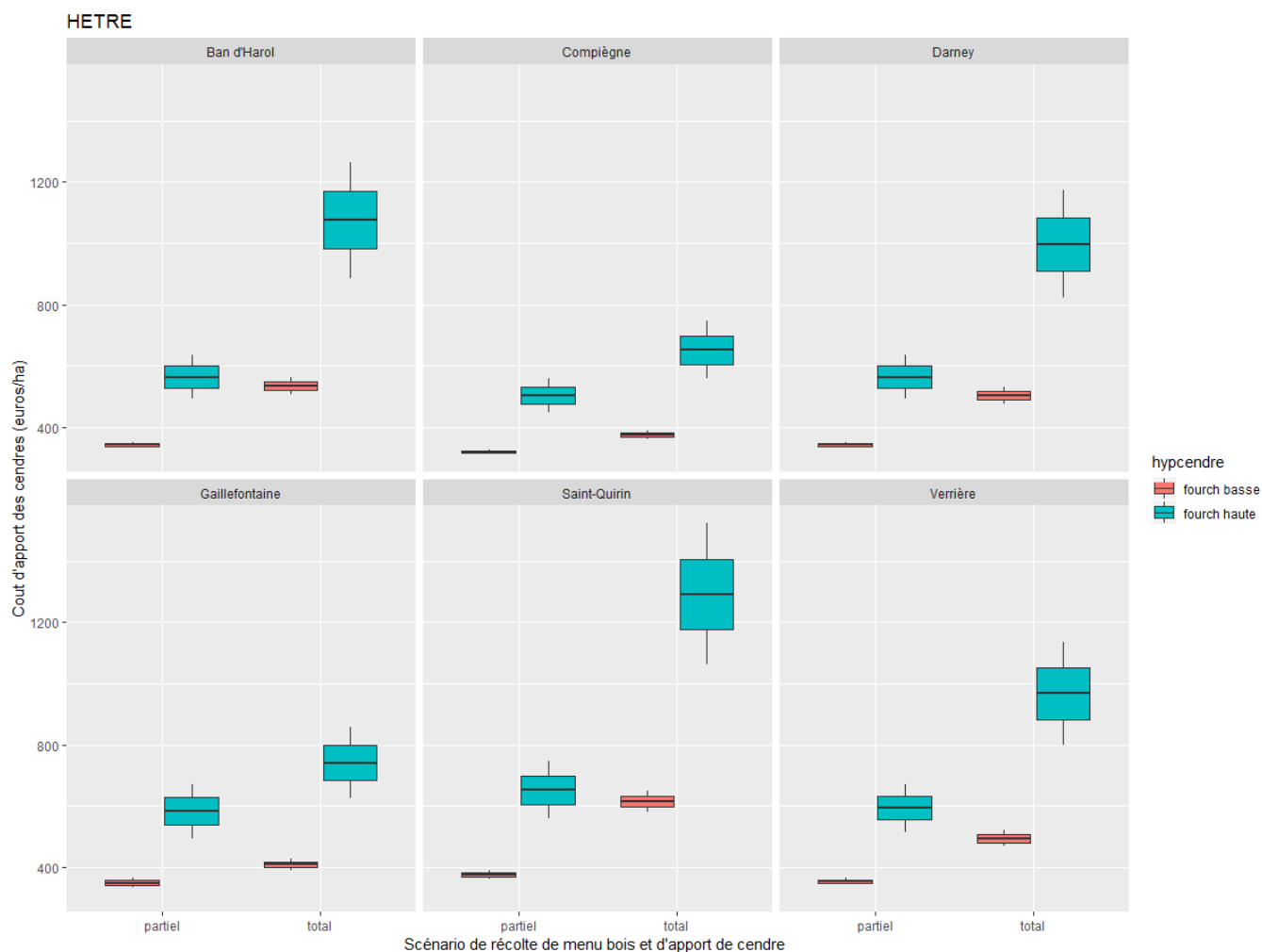
Ces conditions amènent assez logiquement à imaginer une plateforme intermédiaire entre chaufferies et parcelles forestières pour collecter les cendres, les pré-traiter, voir les compléter, ce qui induit des coûts liés à la plateforme de traitement et des coûts additionnels de transport. Les hypothèses de coûts de traitement de cendres et d'épandage forestier utilisées dans les évaluations du volet suivant sont issues de sources bibliographiques (pays scandinaves) et d'échanges avec quelques entrepreneurs pratiquant des amendements calco-magnésiens. La fourchette indicative de coût d'épandage de cendres varie de 10 à 90 €/t (tableau 23). La fourchette indicative de prix pour un épandage des cendres en forêts : de 60 €/t (épandages terrestres) à 160 €/t (épandages aériens). Bien entendu toutes ces données de coûts sont à utiliser avec précaution et nécessiteraient d'être discutées de manière approfondie avec les acteurs.



Tableau 23 - Quelques références de coût de pré-traitement de cendres : de 10 à 90 €/t

Traitement	€/t	Source
granulation par compaction	10.7	Rasmusson et al. 2013
auto-durcissement	17.4	Rasmusson et al. 2013
granulation "bétonneuse"	20.4	Rasmusson et al. 2013
mélange (2/3 cendres-1/3 dolomie) sur carrière de dolomie	30	entrepreneur
granulation "centrifuge"	90	entrepreneur

Les coûts d'apport de cendre sont très variables : de 350 €/ha à 1 400 €/ha selon le site (Figure 40)



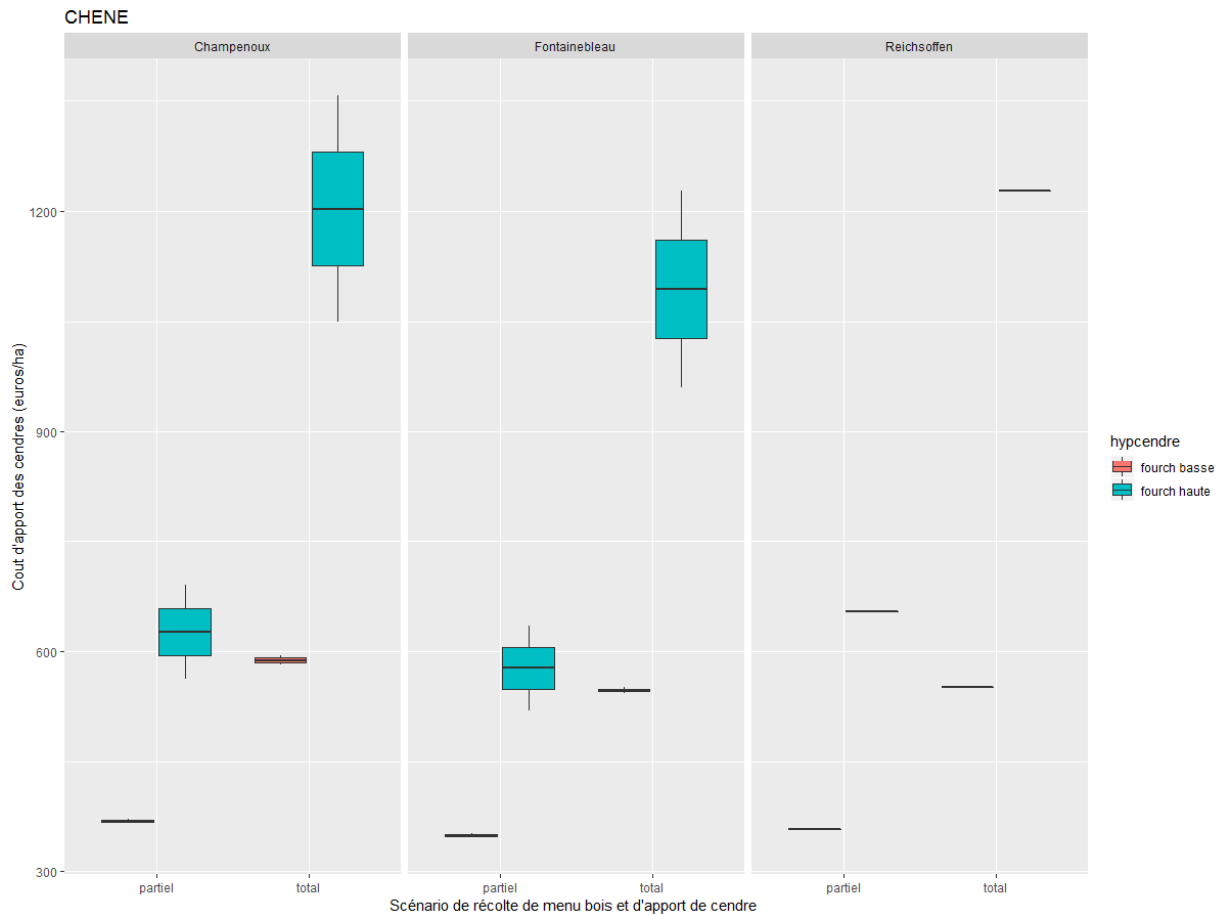


Figure 40 - Résultats des simulations des coûts d'apport de cendres par site pour le hêtre (en haut) et le chêne (en bas), et pour les 2 *scenarii* de récolte de menu bois, et deux hypothèse de coûts de cendres : une fourchette basse (circuit court avec coûts de transport réduits, facturation aux chaufferies à hauteur de 75 €/t) et une fourchette haute : (circuit long avec coût de transport élevé, pas de facturation aux chaufferies).

3.5.2 Quel est le bilan économique d'un système de récolte durable de menus-bois tenant compte de retours appropriés de cendres ?

3.5.2.1 Une forte variabilité initiale des sites MOS

Pour chacun des sites, le guide en vigueur localement a été adapté au démarrage pour rattraper un retard quasiment systématique de la première éclaircie. Les éclaircies suivantes sont alors plus dynamiques que celles prévues dans le guide pour revenir au capital attendu, mais avec une limite de récolte de 25% de la surface terrière par intervention, limite admise pour assurer la stabilité du peuplement. Les Figure 41 et Figure 42 montrent les rattrapages assez forts pour certains sites, pour hêtre (retour vers 15 et 20 m²/ha) puis pour chêne (retour vers 20 et 25 m²/ha).

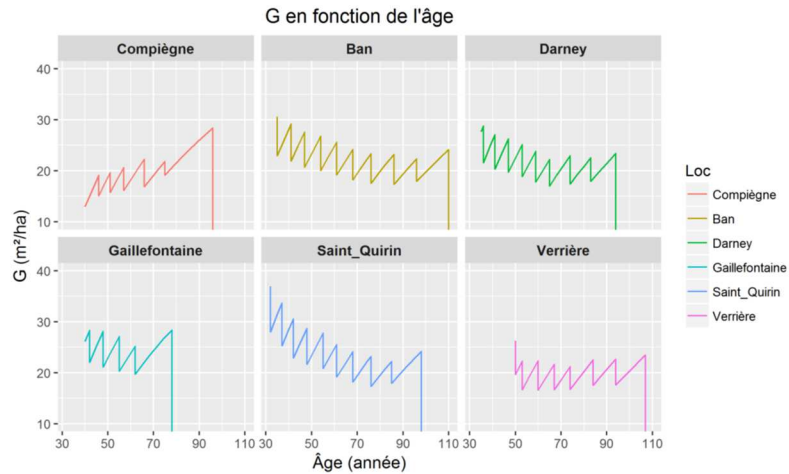


Figure 41 - Simulation des évolutions en surface terrière ($G, m^2 ha$) des 6 peuplements de hêtre du réseau MOS modélisé avec l'outil Sydy selon les guides de sylviculture en vigueur sur les sites.

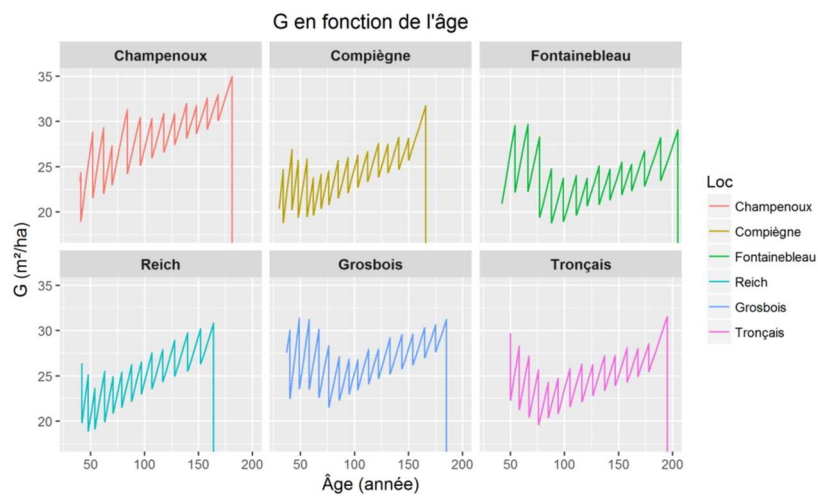


Figure 42 - Simulation des évolutions en surface terrière des 6 peuplements de chêne du réseau MOS modélisé avec l'outil Sydy selon les guides de sylviculture en vigueur sur les sites.

3.5.2.2 Calcul des exportations associées aux itinéraires

Ces simulations permettent d'estimer les biomasses du peuplement au cours du temps, ainsi que les quantités de minéralomasses, avec pour chaque coupe, une séparation entre le bois fort, traditionnellement récolté (découpe supérieure à 7cm de diamètre), et les menus bois. Ces derniers sont distingués entre 4-7 cm et 0-4 cm, la concentration beaucoup plus forte en éléments minéraux des 0-4 cm rend cette distinction pertinente, les 4-7 cm correspondant à la charbonnette, parfois récoltée par affouage autrefois. Un exemple est donné pour hêtre et pour chêne (Figure 43 et Figure 44).



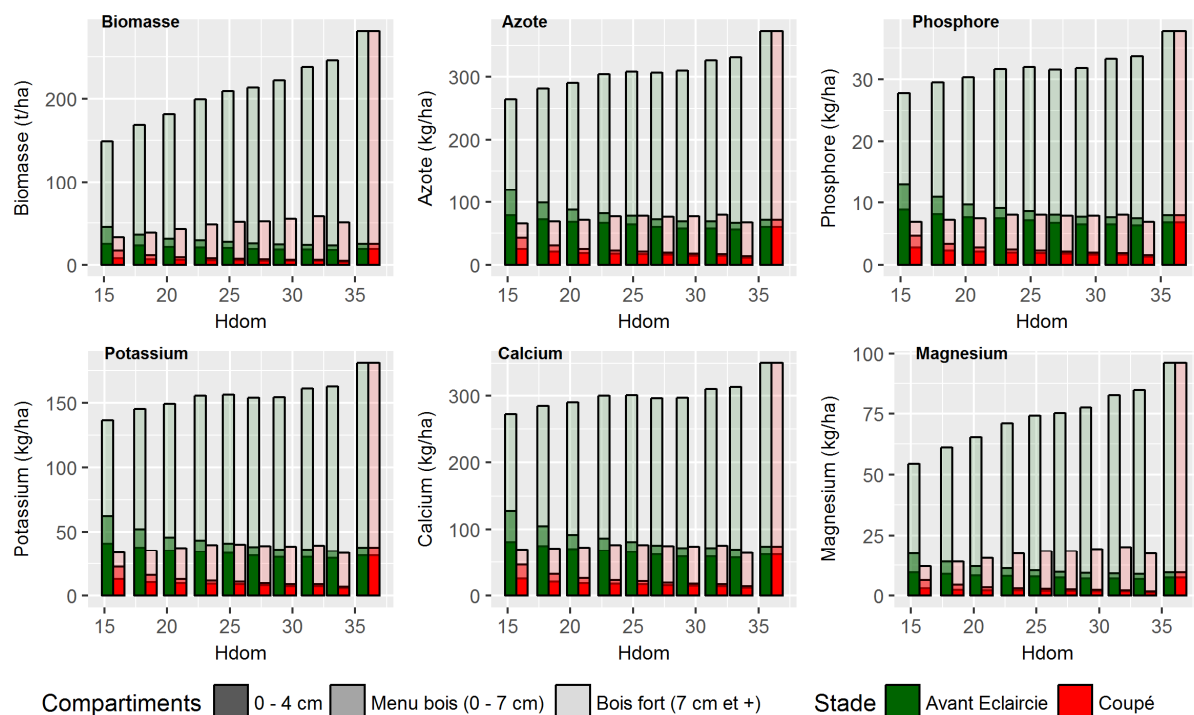


Figure 43 - Exemple des sorties de simulations en biomasse, azote, phosphore, potassium, calcium et magnésium en fonction de la hauteur dominante Hdom, et par compartiment, pour le site hêtre de Ban d'Harol.

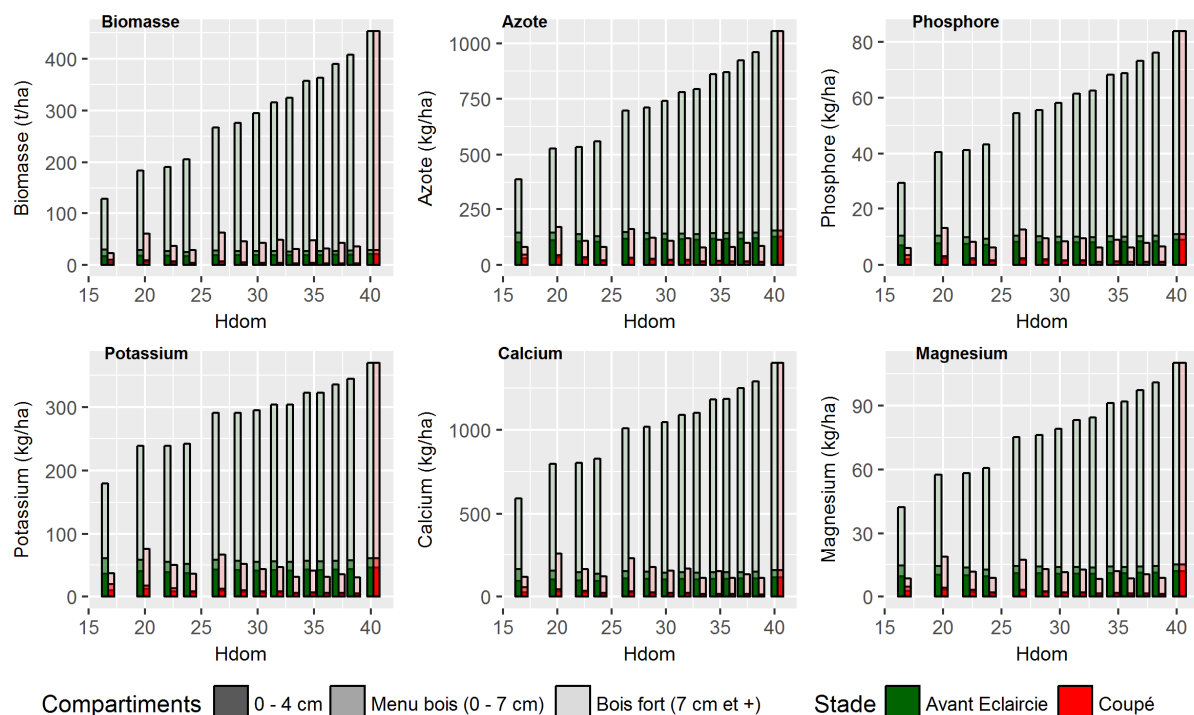


Figure 44 - Exemple des sorties de simulations en biomasse, azote, phosphore, potassium, calcium et magnésium en fonction de la hauteur dominante Hdom, et par compartiment, pour le site chêne de Champenois.

Ces calculs permettent d'estimer les exportations sur l'ensemble de la révolution. D'une manière générale pour les 6 sites de hêtre (Tableau 24), l'exportation de menus bois en première éclaircie et récolte finale conduit à un gain de biomasse mobilisée de 7 à 10%, pour une perte supplémentaire en minéralomasse de 2 à 2,5 fois plus forte. La mobilisation des 4 à 8 éclaircies supplémentaires entraîne

un export supplémentaire du même ordre de grandeur, voire plus faible. Les exportations supplémentaires des menus-bois sont plus faibles pour le chêne (Tableau 25) comparativement à l'export habituel bois-fort et la différence entre un export complet ou seulement sur deux interventions est nettement plus faible que pour le hêtre.

Tableau 24 - Exportation biomasse et minéralomasse sur la révolution entière pour les sites hêtre avec 3 scénarios de prélèvement (Ref : valeur d'export sans de récolte des menus bois (MB) ; en tonne/ha pour la biomasse et en kg/ha pour la minéralomasse) ; 2 exports MB et Tout MB : en % supplémentaire par rapport à la référence.

Hêtre	Scenario	Biomasse	Azote	Phosphore	Potassium	Calcium	Magnesium
Ban d'Harol	Réf	609	753	75	370	709	210
	2 exports MB	7%	15%	17%	16%	17%	8%
	Tout MB	17%	37%	41%	39%	41%	18%
Compiègne	Réf	458	545	54	263	503	156
	2 exports MB	7%	17%	19%	19%	19%	8%
	Tout MB	11%	26%	29%	28%	30%	12%
Darney	Réf	547	680	68	336	642	189
	2 exports MB	8%	17%	18%	18%	19%	8%
	Tout MB	17%	38%	42%	40%	42%	19%
Gaillefontaine	Réf	439	541	54	266	508	152
	2 exports MB	10%	22%	25%	23%	25%	11%
	Tout MB	14%	32%	36%	34%	36%	16%
Saint-Quirin	Réf	627	778	78	383	732	216
	2 exports MB	8%	18%	20%	19%	20%	9%
	Tout MB	20%	45%	50%	48%	50%	22%
Verrière	Réf	516	623	62	304	579	176
	2 exports MB	8%	20%	22%	21%	22%	9%
	Tout MB	17%	40%	44%	42%	44%	19%

Tableau 25 - Exportation biomasse et minéralomasse pour les sites chêne avec 3 scénarios de prélèvement (Ref : valeur d'export sans de récolte des menus bois en tonne/ha pour la biomasse et en kg/ha pour la minéralomasse) ; 2 exports MB ou Tout MB : en % supplémentaire par rapport à la référence.

Chêne	Scenario	Biomasse	Azote	Phosphore	Potassium	Calcium	Magnesium
Champenois	Réf	894	1 977	159	759	2 914	214
	2 exports MB	4%	10%	9%	11%	7%	9%
	Tout MB	10%	24%	21%	25%	17%	22%
Compiègne	Réf	831	1 851	148	723	2 753	201
	2 exports MB	3%	8%	7%	8%	6%	8%
	Tout MB	10%	23%	21%	24%	16%	21%
Fontainebleau	Réf	708	1 594	128	640	2 410	174
	2 exports MB	5%	11%	10%	11%	8%	10%
	Tout MB	11%	26%	24%	26%	18%	24%
Grosbois	Réf	985	2 179	175	837	3 215	236
	2 exports MB	4%	9%	8%	9%	6%	8%
	Tout MB	10%	24%	21%	25%	17%	22%
Reichhaffen	Réf	759	1 686	135	654	2 499	183
	2 exports MB	5%	11%	10%	11%	8%	10%
	Tout MB	11%	25%	22%	26%	18%	23%
Tronçais	Réf	829	1 840	148	714	2 727	199
	2 exports MB	4%	10%	9%	11%	7%	10%
	Tout MB	10%	24%	22%	25%	17%	22%

3.5.2.3 Comparaison des données de simulation avec les pesées de biomasse réalisées sur le terrain

Lors de l'installation des dispositifs MOS, la totalité de la biomasse de bois mort et de menus-bois retirée par plateau avait été pesée sur 3 plateaux par site. On a donc une estimation de l'exportation réelle de la biomasse sur les sites MOS.



Le Tableau 26 compare les résultats des pesées de terrain sur 8 sites avec les quantités de biomasse de menus-bois calculées pour la 1^{ère} intervention simulée dans Sydy. On se concentre sur cette intervention, qui correspond au stade d'installation des sites MOS.

Tableau 26 - Comparaison des pesées de terrain et des biomasses de menus-bois exportées lors de la 1^{ère} intervention de l'itinéraire simulé.

site	essence	masse sèche exportée (t/ha) - Pesée	Biomasse MB (t/ha) coupée – Calculée
Reichshoffen	chêne	15,2	11,3
Champenoux	chêne	10,9	9,8
Compiègne	chêne	5,0	4,1
Darney	hêtre	14,2	16,8
Verrière	hêtre	7,2	9,1
Ban d'Harol	hêtre	20,2	16,8
Compiègne	hêtre	9,7	5,1
Saint-Quirin	hêtre	25,6	15,3

Les ordres de grandeur restent proches entre les pesées et les biomasses modélisées. Dans la plupart des cas, le modèle fournit une biomasse exportée moindre à celle retirée effectivement par l'installation. Cette différence s'explique facilement par le fait que lors de l'installation, tout le bois mort au sol a été retiré, même le bois mort ancien, préexistant avant l'éclaircie. De plus, les fagots exportés ne se restreignaient pas aux menus-bois, mais aussi aux éléments de diamètre supérieur à 7 cm tombés au sol ou oubliés lors de l'exploitation. On rappelle que les itinéraires simulés s'appuient sur les guides de sylviculture, et ne correspondent pas exactement aux interventions réellement mises en œuvre sur le terrain, souvent moins dynamiques.

3.5.2.4 Calcul des apports de cendres pour compenser les exportations accrues de minéraux

Ces calculs d'exportation des minéralomasses permettent de proposer pour chaque site deux hypothèses d'apport de cendres pour compenser les exportations ; des cendres seules ou un apport de cendres avec ajout d'un peu de phosphates et de KCl sous forme sulfates. Ces ajouts permettent de diminuer l'apport total et de rééquilibrer les besoins en éléments pour chaque scénario (tableau 27).



Tableau 27 - Calcul des retours de cendres ou de mélange de cendres avec d'autres apports pour compenser les exports sur la révolution complète, selon deux hypothèses : récolte partielle des menus-bois à la première éclaircie et à la récolte finale ou récolte systématique des menus bois.

Compensation (kg/ha)	Fertilité	Récolte partielle	Récolte totale	Récolte partielle	Récolte totale
Hêtre		100% cendres		Mélange (92% cendres + 3% phosphates +5% KCl(forme sulfates))	
Ban d'Harol	F1	2300	5700	1300	3100
Compiègne	F2	1900	2900	1100	1600
Darney	F1	2300	5200	1300	2800
Gaillefontaine	F1	2500	3500	1300	1900
Saint-Quirin	F1	2900	7100	1600	3900
Verrière	F2	2500	5000	1400	2700
Chêne		100% cendres		Mélange (92% cendres + 4% phosphates +4% KCl(forme sulfates))	
Champenois	F1	2600	6200	1600	3800
Compiègne	F2	2100	5700	1300	3500
Fontainebleau	F3	2300	5500	1400	3400
Grosbois	F1	2600	6800	1500	4200
Reichsoffen	F2	2400	5500	1500	3400
Tronçais	F2	2500	5900	1600	3700

Les apports sont comparables entre les deux essences mais avec une durée de révolution plus courte pour le hêtre (75 à 110 ans) que pour le chêne (170 à 210), donc proportionnellement il faudrait ramener plus de cendres pour le hêtre. Ces retours sont dépendants de la production et donc de la fertilité, mais il faudrait pouvoir tenir compte d'un effet site dans le modèle de minéralomasse, ce qui n'a pas pu être fait dans le cadre du projet.

Les scénarios avec exportation des menus-bois à chaque intervention nécessitent toujours une compensation de cendres plus importante que les scénarios de récolte partielle (exportations des menus-bois à la 1^{ère} et la dernière intervention). Le surcoût en cendres est 50 à 150% supplémentaires pour les peuplements de hêtre, et de 130 à 170% pour les peuplements de chêne. Ces besoins supplémentaires plus importants pour les sites Chêne s'expliquent par les révolutions beaucoup plus longues, qui impliquent un nombre d'interventions supérieur dans le chêne (environ 14-16 interventions contre 7-10 pour les sites Hêtre).

Enfin le calcul avec un complément en P et K montre l'intérêt du mélange pour limiter les quantités à épandre, sachant que pour le hêtre, le tonnage de cendres pures est calculé sur la base du besoin de compensation en P (limitant) et est largement en excès pour les autres éléments.

3.5.2.5 Premiers bilans économiques sans les apports de cendres

Pour terminer, l'ensemble de ces résultats sont utilisés pour comparer la rentabilité économique à long terme des différents scénarios de récolte selon le critère de rentabilité à long terme BASI expliqué dans la partie méthodologique (2.4.2.4).

Les sites de chêne sont plus rentables que les sites de hêtre avec les prix actuels du bois (Figure 45). Le chêne est très demandé par le marché actuellement à l'inverse du hêtre. Par ailleurs, ces résultats montrent des rentabilités très différentes entre les itinéraires de régénération naturelle et de plantation. En effet, les plantations génèrent des coûts de travaux de base très élevés, ce qui explique leur rentabilité négative pour le hêtre en Compiègne et Gaillefontaine (plantations) mais elle est positive sur le chêne à Fontainebleau (régénération naturelle). Ce dernier site est en plus une station de fertilité F3.



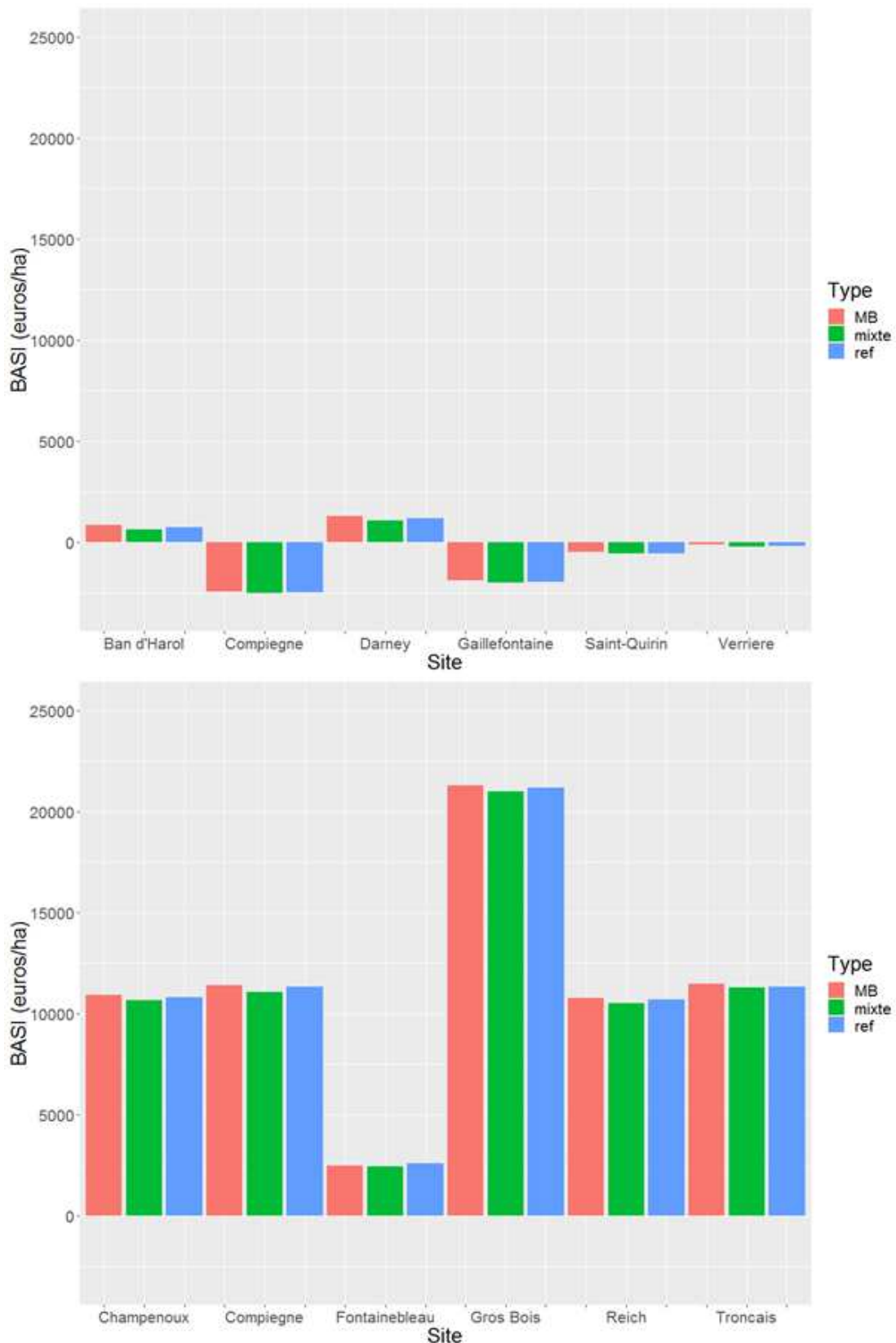


Figure 45 - Comparaison des BASI des itinéraires de hêtre en haut et du chêne en bas, par site du réseau MOS, par rapport aux scénarios de récolte partielle ("mixte", en vert) ou totale de menu bois ("MB", rouge), comparé à la référence bois-forêt ("ref", bleu), sans aucun retour de cendres.

La comparaison entre les 3 scénarios de récolte de menus-bois montre globalement peu de différences mais le gain économique est différent selon les essences et les contextes des sites.



Sur le hêtre : en moyenne la récolte totale de menu bois améliore la rentabilité économique à long terme de 14 % mais ce gain varie entre 1 % et 46 %. Le gain le plus élevé correspond au site de Verrière-Gros bois, dans la DT Bourgogne Champagne Ardenne où le prix du marché du hêtre est plus élevé par rapport au reste de la France. Les gains les plus faibles entre les sites hêtre se trouvent à Compiègne et Gaillefontaine où les coûts initiaux sont les plus importants (plantations). En revanche, la récolte partielle de menu bois n'est pas rentable sur tous les sites du fait à la fois d'une modification peu significative de la production totale et d'un prix du BIBE faible.

Sur le chêne, le gain de BASI lié à la récolte de menu bois partielle ou totale est non significatif variant entre - 5 % et + 1 %.

3.5.2.6 Prise en compte des retours de cendres dans le bilan économique et effet de différentes hypothèses de coûts

Avec le principe d'une compensation des exportations minérales par retour de cendres, la même comparaison de rentabilité est faite pour chacun des scénarios (récolte partielle ou récolte totale des menus-bois, avec plusieurs hypothèses de circuit :

La date de l'apport est testée (apport au moment du renouvellement en début de révolution ou apport juste avant la récolte finale pour la révolution suivante) ;

- Le coût des cendres, selon l'organisation de la filière avec une fourchette basse et haute.

Sur le hêtre, l'apport des cendres a été simulé sur l'ensemble des sites tandis que sur le chêne, il a été effectué uniquement sur 3 sites : Champenoux, Fontainebleau et Reichshoffen. La Figure 46 montre qu'au niveau économique, il est préférable d'apporter les cendres à la fin de la période de production plutôt qu'au début de la régénération où les autres coûts d'investissement sylvicoles en régénération (plantation, dégagement ...) sont déjà lourds pour les gestionnaires forestiers. Malgré des coûts d'apport de cendre plus élevés correspondant aux exports de minéraux, les itinéraires avec récolte totale de menu bois permettent de se mettre au niveau de l'itinéraire de référence où aucune action envers les menus bois n'est effectuée (pas de récolte de menu bois et pas d'apport de cendre). Logiquement, le scénario d'hypothèse basse des coûts des cendres est le scénario idéal.

Les résultats sur le hêtre montrent que les itinéraires de récolte totale de menu bois et un apport de cendre en fin de période permettent d'améliorer le BASI de 7 % en moyenne par rapport au scénario de référence dans l'hypothèse de coût des cendres faible. Si les coûts des cendres sont élevés, le BASI des récoltes totales avec apport de cendre en fin de période se dégrade en moyenne de - 2 %. L'apport des cendres en début de période rend tous les BASI négatifs sur tous les sites sauf à Ban d'Harol et à Darney où les coûts d'investissement sylvicoles durant la phase de régénération sont moins élevés que le reste.

On obtient des résultats assez proches sur le chêne où la rentabilité de base est élevée, l'apport de cendre en fin de période en compensation d'une récolte totale de MB induit un BASI équivalent à l'itinéraire de référence. L'investissement en cendre est donc couvert. Dans les autres hypothèses, la rentabilité avec un retour de cendre reste positive mais inférieure à la rentabilité de l'itinéraire de référence.



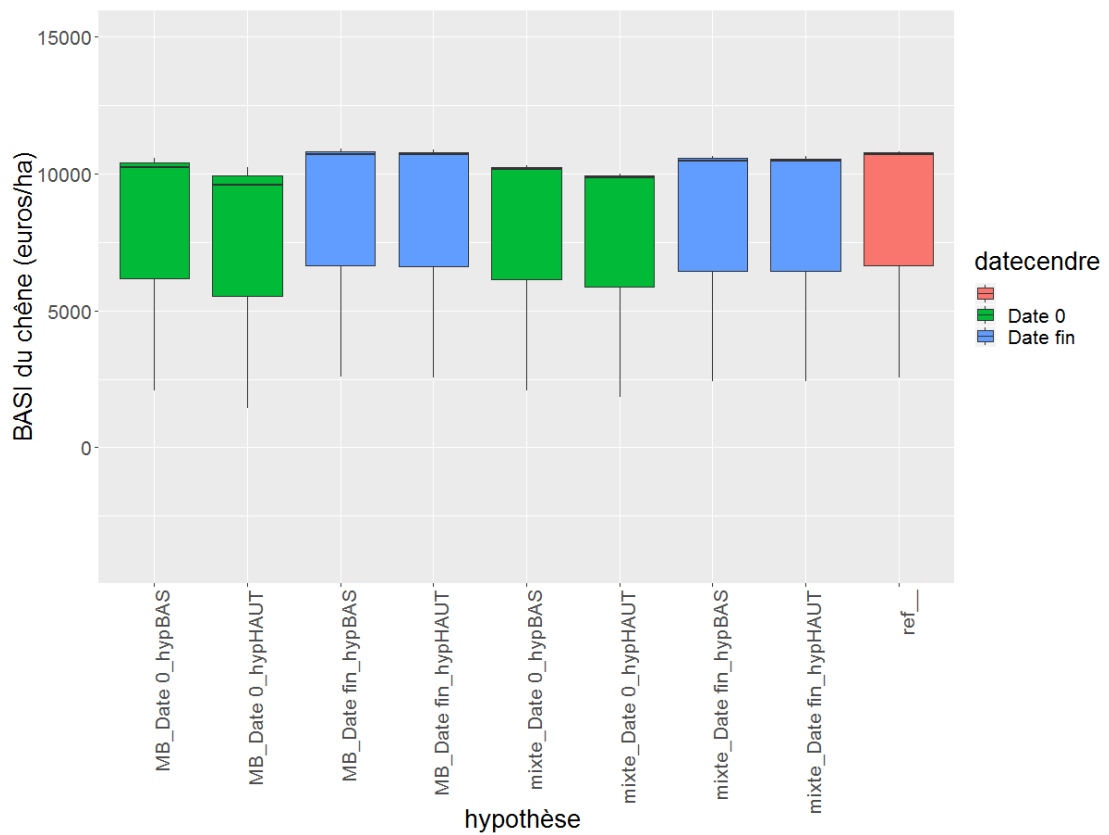
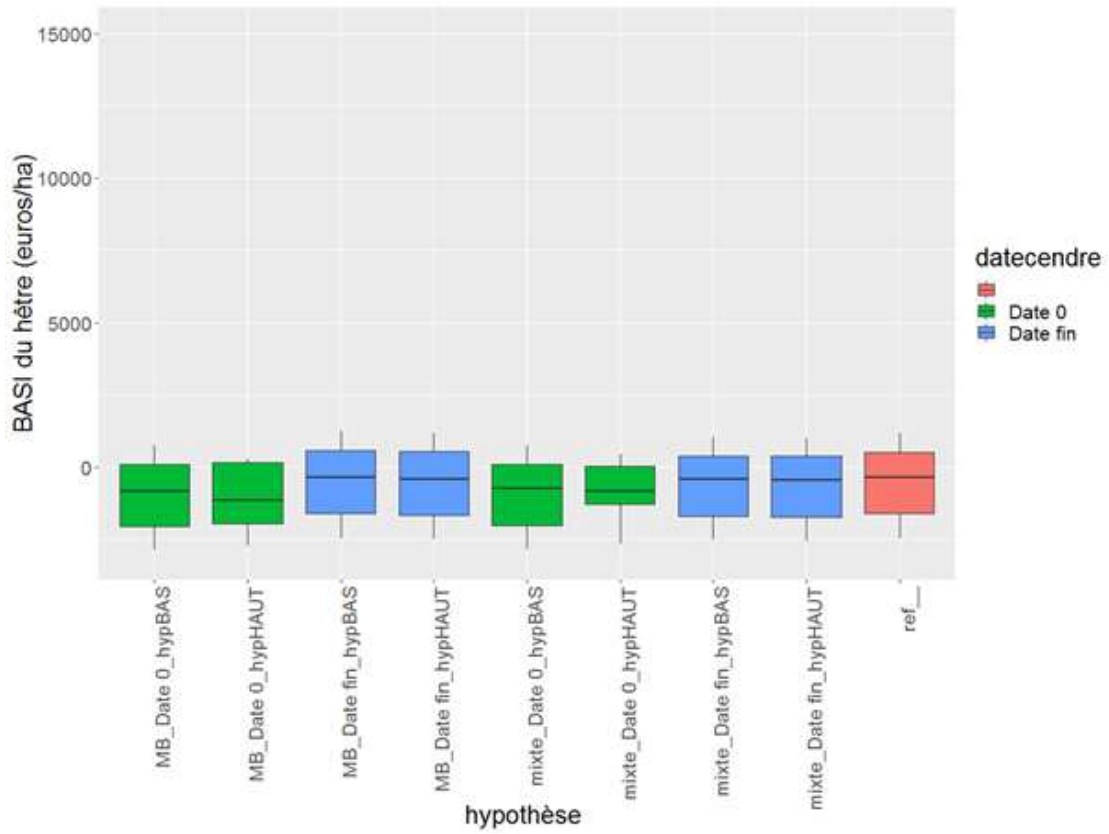


Figure 46 - Comparaison des BASI des itinéraires de hêtre en haut et du chêne en bas, par site du réseau MOS, par rapport aux dates d'épandage (en rouge, scénario de référence sans épandage, en vert, au début de la révolution, en bleu, à la fin de la révolution)



3.5.2.7 Hypothèse d'une rétroaction sur la fertilité des sites et réflexion sur la « gestion durable »

L'objectif final était de prendre en compte une éventuelle rétroaction biologique du système, en tenant compte d'une éventuelle perte de productivité du peuplement. Cette rétroaction n'est pas quantifiable actuellement mais nous avons abordé la question à travers une analyse de sensibilité du bilan économique par rapport à une perte de fertilité éventuelle de 1, 5 et 10%, pour discuter des hypothèses d'apport de cendre.

a. Baisse de fertilité sans compensation par les cendres

Sur le hêtre, l'analyse de sensibilité par rapport à une baisse de fertilité a été menée sur 3 sites présentant des contextes différents : Ban d'Harol et Darney (DT Grand Est, fertilité élevée, régénération naturelle) et Compiègne (DT Seine Nord, fertilité moyenne et plantation). A Darney, les résultats sont proches de ceux de Ban d'Harol. La baisse de la rentabilité selon le BASI n'est pas linéaire avec la perte de productivité mais elle est assez similaire sur les 3 sites comme le montre la Figure 47. Le BASI diminue fortement lorsque les pertes de fertilité dépassent le seuil de 1 %.

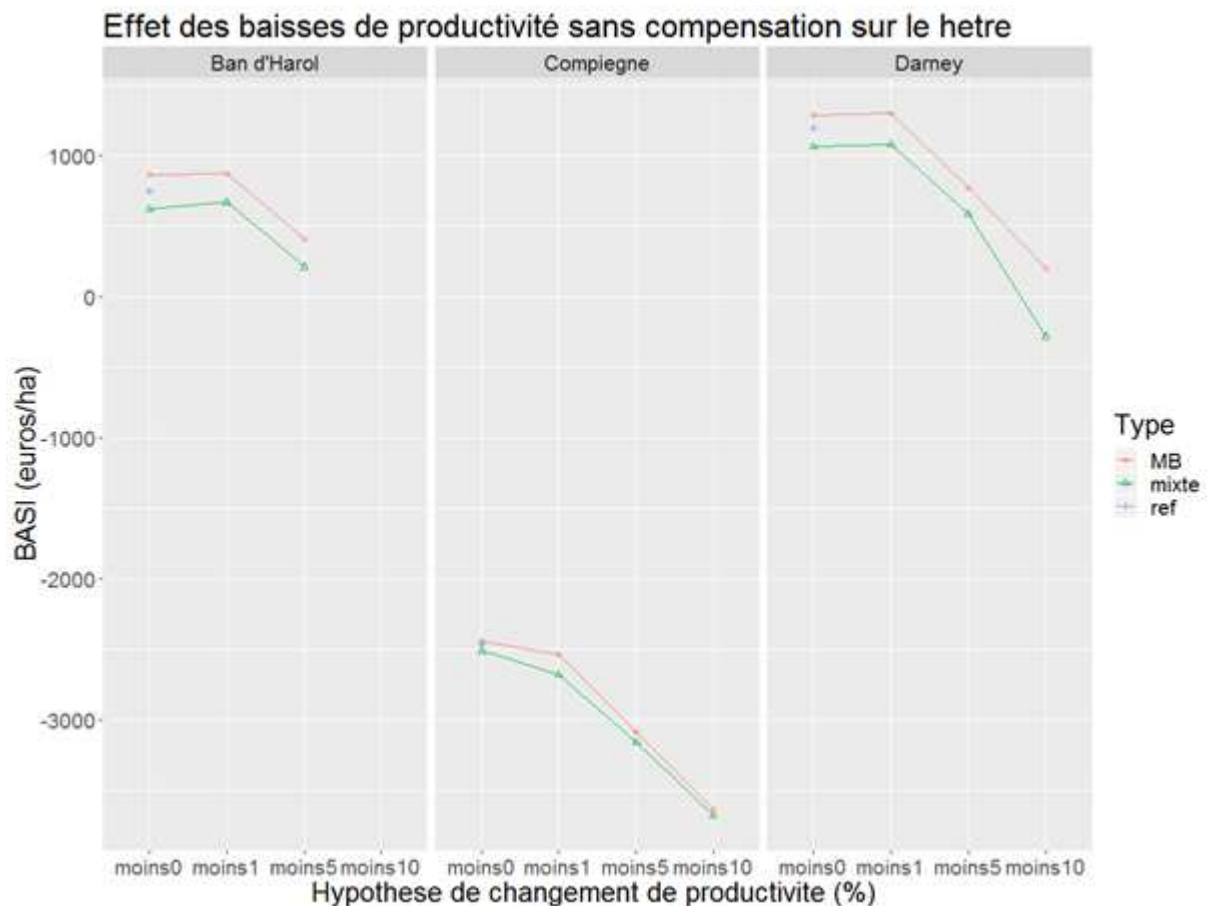


Figure 47 - Effet des baisses de productivité sur le BASI avec le prélèvement des menus bois en récolte totale (MB) ou en récolte à 1ère éclaircie et dernière coupe (mixte) sans compensation sur le hêtre

Sur le chêne, l'analyse de sensibilité par rapport à une baisse de fertilité a été menée sur 2 sites présentant des contextes différents : Reichshoffen (DT Grand Est, prix du bois élevé, fertilité moyenne) et Fontainebleau (DT Seine Nord, prix du bois plus faible et fertilité basse). La baisse de la rentabilité selon le BASI n'est pas linéaire avec la perte de productivité et elle est différente sur les 2 sites comme le montre la Figure 48. A Reichshoffen, la baisse des BASI est plus rapide qu'à Fontainebleau.

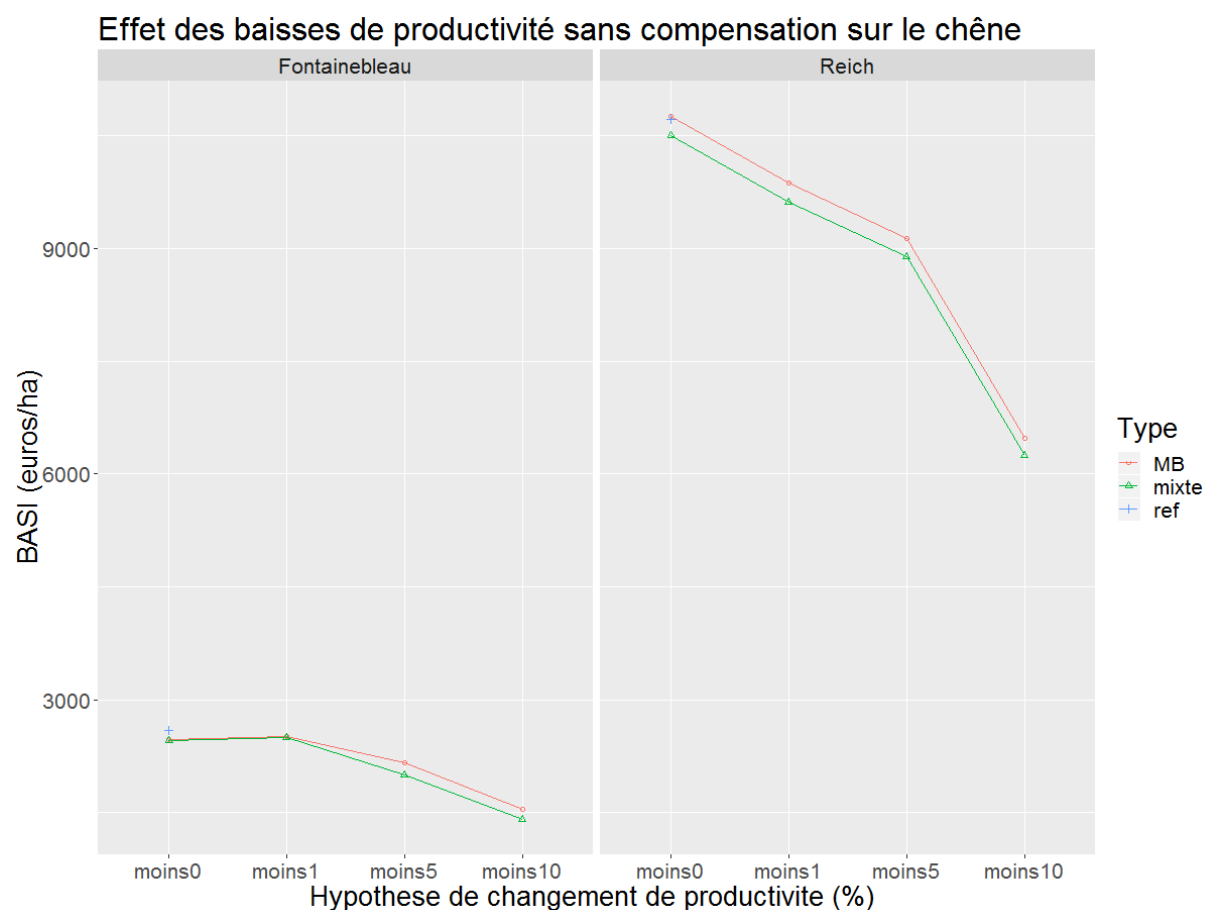


Figure 48 - Effet des baisses de productivité sur le BASI avec le prélèvement des menus bois en récolte totale (MB) ou en récolte à 1ère éclaircie et dernière coupe (mixte) sans compensation sur le chêne

b. Baisse de fertilité et compensation par les cendres

Les simulations présentées ici pour trois sites de hêtre et deux sites de chêne sites ne prétendent pas traduire des tendances avérées pour l'ensemble de la forêt française.

Les résultats des simulations pour le site de hêtre de Compiègne, si la perte de fertilité liée à une exportation de menu bois induit une perte de fertilité de 1 %, alors les itinéraires avec apport de cendre en fin de période et dans une hypothèse basse de coûts des cendres présentent des BASI supérieurs à l'itinéraire avec récolte de menu bois sans compensation (tableau 28). Sur Ban d'Harol et Darney, c'est lorsque la baisse de fertilité atteint les 5 % que les itinéraires avec apport de cendre en fin de période (hypothèse de coût haute ou basse) deviennent intéressants. Avec une baisse de fertilité de 10 %, à Compiègne et Darney, tous les itinéraires avec apport de cendre présentent des BASI supérieurs à ceux avec récolte de menu bois.



Tableau 28 Effet des baisses de productivité sur le BASI avec le prélèvement des menus bois en récolte totale (MB) ou en récolte à 1ère éclaircie et dernière coupe (mixte) en comparaison avec les scénarios avec compensation sur les 3 sites de hêtre

Sites du hêtre	Type de scénarios de menu bois	Date d'apport des cendres	Hypothèse des coûts des cendres	Changement de productivité (%)	BASI (euros/ha)	
Ban d'Harol	MB			- 1	874	
	MB	Date fin	<u>hypBAS</u>		833	
	MB	Date fin	<u>hypHAUT</u>		795	
	ref					748
	mixte			- 1	669	
	mixte	Date fin	<u>hypBAS</u>		604	
	mixte	Date fin	<u>hypHAUT</u>		589	
	MB			- 5	407	
	MB	Date 0	<u>hypBAS</u>		344	
	mixte	Date 0	<u>hypBAS</u>		298	
	MB	Date 0	<u>hypHAUT</u>		277	
	mixte			- 5	212	
	mixte	Date 0	<u>hypHAUT</u>		36	
Compiègne	ref					- 2 461
	MB	Date fin	<u>hypBAS</u>		- 2 466	
	MB	Date fin	<u>hypHAUT</u>		- 2 500	
	MB			- 1	- 2 535	
	mixte	Date fin	<u>hypBAS</u>		- 2 536	
	mixte	Date fin	<u>hypHAUT</u>		- 2 555	
	mixte			- 1	- 2 678	
	MB	Date 0	<u>hypBAS</u>		- 2 851	
	mixte	Date 0	<u>hypBAS</u>		- 2 856	
	MB			- 5	- 3 086	
	mixte	Date 0	<u>hypHAUT</u>		- 3 104	
	mixte			- 5	- 3 153	
	MB	Date 0	<u>hypHAUT</u>		- 3 230	
	MB			- 10	- 3 631	
mixte			- 10	- 3 676		
Darney	MB			- 1	1 303	
	MB	Date fin	<u>hypBAS</u>		1 237	
	ref					1 197
	MB	Date fin	<u>hypHAUT</u>		1 180	
	mixte			- 1	1 081	
	mixte	Date fin	<u>hypBAS</u>		1 032	
	mixte	Date fin	<u>hypHAUT</u>		1 007	
	MB	Date 0	<u>hypBAS</u>		780	
	MB			- 5	772	
	mixte	Date 0	<u>hypBAS</u>		730	
	mixte			- 5	588	
	mixte	Date 0	<u>hypHAUT</u>		462	
	MB			- 10	198	
	MB	Date 0	<u>hypHAUT</u>		174	
mixte			- 10	- 281		

Les résultats sur le site de chêne à Reichshoffen (tableau 29) montrent que dès qu'il y a une perte de productivité, même de 1 %, alors tous les itinéraires avec apport de cendre deviennent plus rentables. Celui qui correspond à une date d'épandage au début de régénération et l'hypothèse haute est cependant la moins rentable. Sur Fontainebleau, les résultats sont assez similaires aux classements des itinéraires de hêtre. Les itinéraires avec apport de cendre en début de période et une hypothèse haute de coût est difficile à moins d'une baisse de fertilité atteignant les 10 %.



Tableau 29 Effet des baisses de productivité sur le BASI avec le prélèvement des menus bois en récolte totale (MB) ou en récolte à 1ère éclaircie et dernière coupe (mixte) en comparaison avec les scénarios avec compensation sur les 2 sites de chêne

Sites de chêne	Type de scénarios de menu bois	Date d'apport des cendres	Hypothèse des coûts des cendres	Changement de productivité (%)	BASI (euros/ha)
Fontainebleau	MB	Date fin	<u>hypBAS</u>		2 606
	ref				2 592
	MB	Date fin	<u>hypHAUT</u>		2 592
	MB			- 1	2 511
	mixte			- 1	2 494
	mixte	Date fin	<u>hypBAS</u>		2 432
	mixte	Date fin	<u>hypHAUT</u>		2 426
	MB			- 5	2 159
	mixte	Date 0	<u>hypBAS</u>		2 115
	MB	Date 0	<u>hypBAS</u>		2 110
	mixte			- 5	2 005
	mixte	Date 0	<u>hypHAUT</u>		1 854
	MB			- 10	1 545
	MB	Date 0	<u>hypHAUT</u>		1 465
mixte			- 10	1 411	
Reichshoffen	MB	Date fin	<u>hypBAS</u>		10 728
	ref				10 709
	MB	Date fin	<u>hypHAUT</u>		10 695
	mixte	Date fin	<u>hypBAS</u>		10 484
	mixte	Date fin	<u>hypHAUT</u>		10 469
	MB	Date 0	<u>hypBAS</u>		10 236
	mixte	Date 0	<u>hypBAS</u>		10 163
	mixte	Date 0	<u>hypHAUT</u>		9 884
	MB			- 1	9 863
	mixte			- 1	9 616
	MB	Date 0	<u>hypHAUT</u>		9 599
	MB			- 5	9 135
	mixte			- 5	8 893
	MB			- 10	6 483
mixte			- 10	6 246	

3.5.3 Quel est l'acceptabilité sociale des propriétaires privés face à ces solutions ?

3.5.3.1 Taux de réponse

Les données de l'enquête ont été recueillies au moyen d'une plateforme de sondage en ligne et d'une enquête postale de novembre 2016 à Janvier 2017. L'invitation a été envoyée par courrier électronique à 5122 propriétaires forestiers appartenant à trois coopératives forestières (COFOROUEST, UNISILVA, CFBL). Les 465 propriétaires qui ont répondu via Internet et les huit autres qui ont renvoyé le questionnaire par lettre, permettent d'obtenir un taux de réponse de 8%. Une part importante de ces questionnaires n'a pas été complétée, la plupart des répondants ont abandonné après la description initiale, ou à la fin lors des questions sur le revenu de leur forêt. Nous avons au final obtenu 195 questionnaires complétés entièrement. Cependant, 211 répondants ont effectué l'expérience de choix et ces réponses ont pu être utilisées pour les estimations. **Le faible taux de réponse (3,7%) doit être gardé à l'esprit lors de l'interprétation des résultats** et pour des mobilisations de propriétaires dans le futur.

3.5.3.2 Caractéristiques de l'échantillon des 211 répondants

Le Tableau 30 présente les caractéristiques de l'échantillon. La surface des propriétés forestières (pour les répondants) est relativement bien répartie entre 5 et 500 hectares. Les propriétaires forestiers français sont âgés, ce qui correspond à notre échantillon: 34% ont plus de 70 ans. Les répondants ont un niveau d'éducation assez élevé avec 48% ayant un diplôme de maîtrise. La plupart des forêts appartiennent à des particuliers et sont certifiées. En moyenne, les forêts sont plutôt feuillues (37% de résineux en moyenne, Tableau 30) mais avec une grande disparité (la proportion de résineux allant de 0 à 100%). Pour la plupart (71%), l'objectif principal est la production de bois et assez peu de propriétaires forestiers répondent positivement à la question portant sur la protection de la nature et de



l'environnement comme objectif principal de leur volonté d'épandre des cendres en forêt. Ils sont par contre plus nombreux à être sensibles à l'argument « récolter plus de bois si le recyclage des cendres est mis en œuvre pour préserver la fertilité des sols ». La dispersion est cependant très importante (tableau 31).

Tableau 30 - Caractéristiques générales de l'échantillon des 211 répondants

Caractéristique	Modalité	%
Surface de la forêt	0-5 ha	6.86
	5-20 ha	16.18
	20-50 ha	21.08
	50 -100 ha	22.55
	100-500 ha	28.92
	>500 ha	4.41
Type de Forêts	Conifères dominants	37
	Feuillus dominants	46
	Forêt mélangée (conifère et feuillus)	16
	Peupleraie	3
Age	18-40	7.49
	40-55	15.51
	55-70	42.78
	>70	34.22
Genre	Masculin	85
	Féminin	15
Activité principale	Forestier	11.43
	Fermier	3.81
	Auto entrepreneur	6.19
	Cadre	27.62
	Intermédiaire	1.9
	Employé	3.33
	Ouvrier	1.43
	Retraité	41.9
	Autre	1.43
Sans travail	0.95	
Niveau d'éducation	Autre	11.43
	Sans diplôme	1.9
	Diplôme professionnalisant (BTS et +)	6.19
	Diplôme généraliste (License et +)	6.67
	Brevet	10
	Bachelier	16.19
Master ou plus	47.62	
Type de propriété	Particulier	55.91
	Groupement forestier	21.51
	Indivision	18.82
	Autre	3.23
	Compagnie forestière	0.54
Certification (PEFC, FSC)	Oui	87
	Non	13



Tableau 31 - *Objectifs de gestion et motivations pour l'épandage de cendres*

« Pouvez-vous indiquer votre objectif principal de gestion pour votre forêt (cocher une seule réponse) ? »		
Objectif principal		%
Production de bois		71
Activité de promenade, de loisir		5
Activité de chasse		9
Préservation de l'environnement (biodiversité, climat, qualité des eaux, ...)		11
Autre		5
Total		100
« S'il devient possible d'épandre des cendres dans ma forêt pour gérer la fertilité, je pourrais couper plus de bois dans l'avenir »		
	Nombre enquêtés	%
Pas du tout d'accord	13	6
Plutôt en désaccord	40	18
Plutôt d'accord	60	28
Entièrement d'accord	89	41
Je ne sais pas	15	7
Totale	217	100
« Si vous décidez d'épandre des cendres, cela va-t-il changer l'utilisation récréative de votre forêt ? »		
	Nombre enquête	%
Non	107	54.0
Oui	51	24.1
Oui, je devrai arrêter de récolter des menus produits pendant quelques temps	18	9.09
Oui, je ne vais pas laisser des enfants jouer dans ma forêt quelques jours après l'épandage	27	13.64
je ne sais pas	3	1.4
total	212	
« Si à l'avenir, les conditions techniques, économiques et réglementaires permettent d'épandre les cendres en forêt, seriez-vous prêt à le faire? » Si vous avez répondu Définitivement oui, Plutôt oui ou Je ne sais pas : « Pourquoi envisageriez-vous d'utiliser des cendres dans votre forêt (Plusieurs réponses possibles) ? »		
Raisons (plusieurs réponses possibles)		%
Pour compenser l'exportation en éléments minéraux lors de la récolte de bois		53
Pour accroître la productivité des peuplements		49
Pour valoriser un déchet avec des propriétés basiques et nutritionnelles (comme un amendement calco-magnésien du commerce)		56
Pour gérer la fertilité des sols		60
Pour améliorer la santé des peuplements		40

3.5.3.3 Propension à épandre des cendres en forêt et consentement à payer (CAP)²

Une première question a consisté à demander dans quelle mesure le répondant considérerait l'épandage des cendres dans leur forêt (s'il était autorisé en France). En général, les propriétaires forestiers de notre échantillon ont été positifs vis-à-vis du recyclage des cendres (Tableau 32).

² Dans l'économie de l'environnement le consentement à payer (CAP) est la somme que les personnes enquêtées sont prêtes à payer pour éviter la dégradation d'un bien environnemental ou encore son amélioration. Le CAP est l'expression en euro de la différence de bien-être (ou de satisfaction) associée à l'évitement de cette dégradation / ou à l'amélioration de cet environnement (dans cette étude la forêt).



Tableau 32 - « Si à l'avenir, les conditions techniques, économiques et réglementaires permettent d'épandre les cendres en forêt, seriez-vous prêt à le faire? »

Réponse	%
Définitivement non	1,44
Plutôt non	5,26
Plutôt oui	57,42
Définitivement oui	30,14
Je ne sais pas	5,74

Les résultats de l'expérience de choix sont analysés en appliquant un modèle d'utilité aléatoire (McFadden 1974). Nous constatons qu'il existe en moyenne un CAP positif de 187€/ ha pour l'utilisation des cendres, indépendamment des scénarios présentés (constante, Tableau 33). Cela étant, nous constatons qu'il est plus probable qu'un propriétaire de forêt adopte le recyclage des cendres si cela améliore la productivité de la forêt. En moyenne, les propriétaires forestiers préfèrent épandre des cendres produites localement avec un mode de dispersion terrestre. Plus le coût est élevé, moins le propriétaire forestier choisira le recyclage des cendres. Le Tableau 33 montre ainsi le consentement à payer (CAP) marginal pour différents attributs de scénario. Nous voyons qu'un propriétaire forestier moyen dans notre échantillon est prêt à payer 10 €/ ha supplémentaire par augmentation de 1% de la productivité de la forêt suite à l'épandage de cendres (soit, par exemple, 150€/ ha en plus de la ligne de base de 187 €/ ha pour une augmentation de 15% de la productivité). De plus, nous constatons qu'il y a un CAP négatif pour l'épandage par hélicoptère (-83 €/ ha) par rapport à l'utilisation d'un tracteur. Enfin, les propriétaires forestiers paieront près de 50 €/ ha de plus pour avoir des cendres produites localement.

Tableau 33 - Résultats de l'expérience de choix: Consentement à Payer (CAP) marginal

Attributs	CAP		
	(Euros/ha)	erreur standard	P> z
1% d'augmentation de production de bois	10.39	1.89	0.000
Aérien (hélicoptère) versus Terrestre (Tracteur)	-83.48	17.53	0.000
Circuit de recyclage court	49.09	16.05	0.000
CAP pour recyclage des cendres indépendant des attributs	186.94	25.35	0.000
211 propriétaires, 1266 choix			

En appliquant le modèle d'utilité aléatoire estimé, il est possible d'estimer la probabilité d'un scénario donné. Dans la Figure 49, nous avons estimé la probabilité d'accepter l'épandage des cendres dans la forêt en fonction du coût de cet épandage comprenant les coûts de collecte, pré-traitement, transport, et épandage. Cette estimation tient compte des différentes attentes des propriétaires sur l'effet sur la productivité et du type de chaîne d'approvisionnement en cendres (circuit court ou long). Nous pouvons voir que pour le propriétaire forestier moyen de notre échantillon, la probabilité d'accepter le recyclage des cendres se situe entre 70 % et 90 % si le propriétaire forestier peut obtenir gratuitement l'épandage des cendres dans la forêt. D'autre part, il est très peu probable qu'un propriétaire forestier accepte le recyclage des cendres s'il doit payer 1 000 €/ha, même avec l'espoir d'une augmentation de 15 % de la productivité.



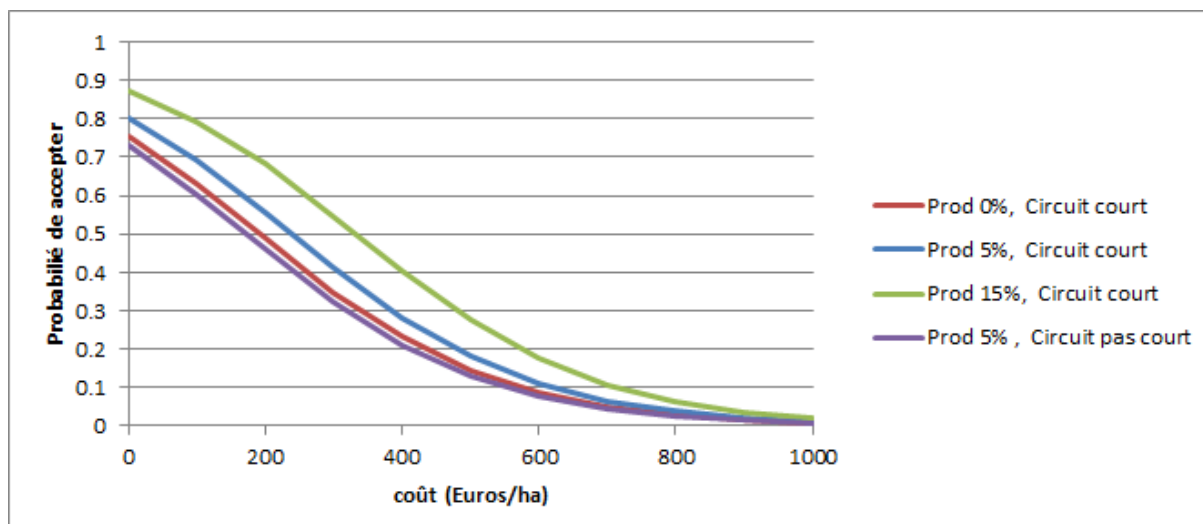


Figure 49 Probabilité qu'un propriétaire forestier accepte le recyclage des cendres (par tracteur) en fonction du coût net qu'il aurait à payer

Enfin, nous avons examiné s'il était possible d'expliquer l'hétérogénéité des préférences des propriétaires forestiers selon certaines caractéristiques de l'échantillon : (i) la proportion de résineux dans leur forêt, (ii) la réponse binaire à la question sur la protection de la nature et de l'environnement comme objectif principal de leur volonté d'épandre des cendres en forêt (oui/non), et (iii) la question sur la possibilité de récolter plus de bois si le recyclage des cendres est mis en œuvre pour préserver la fertilité des sols (oui/non). Nous avons calculé les termes d'interaction de tous les attributs, y compris la constante. Cependant, nous n'avons gardé des termes significatifs sur le plan statistique que dans le modèle final. D'autres variables décrivant le propriétaire forestier et sa forêt (par exemple l'âge et le niveau d'éducation des propriétaires forestiers) ont également été testées mais n'étaient pas significatives et n'ont donc pas été incluses dans le modèle.

Le tableau 34 présente les résultats des estimations avec ces termes d'interaction. Les résultats montrent que les propriétaires forestiers possédant une proportion élevée de résineux dans leur forêt ont un CAP plus élevé (mais faiblement significatif) en termes d'augmentation de la productivité. De plus, le CAP pour l'épandage par hélicoptère est beaucoup plus bas pour les forêts de conifères que pour les autres types de forêts (feuillus, forêts mixtes, etc.). Pour ces autres types de forêts, le CAP pour l'épandage par hélicoptère n'est plus significatif. Ce résultat est logique, car il est généralement plus facile de mécaniser les forêts de résineux de production (plantations qui permettent un passage aisé des engins) que les forêts de feuillus ou d'essences mixtes. Nous constatons que les propriétaires ayant pour objectif principal la protection de la nature et de l'environnement, paieront davantage pour les cendres locales (circuits courts favorisé en accord avec une logique environnementale). Enfin, le CAP pour le recyclage des cendres indépendamment des scénarios (la constante) augmente avec l'attente d'une récolte plus élevée. En d'autres termes, les propriétaires qui pensent que le recyclage des cendres augmentera la productivité et, par conséquent, les revenus de la récolte, sont plus enclins à payer davantage.

Tableau 34 - Résultats de l'expérience de choix: CAP marginal prenant en compte l'hétérogénéité des propriétaires forestiers.

Variable	CAP (Euros/ha)	erreur standard	P> z
1% d'augmentation de production de bois	6.6	2.49	0.009
Aérien (hélicoptère) versus Terrestre (Tracteur)	-35.2	23.9	0.141
Circuit de recyclage court	44.9	16.8	0.007
CAP pour recyclage des cendres indépendant des attributs (constant)	115.5	31.4	0.000
Termes d'interaction			
1% d'augmentation de production de bois * Proportion de résineux (%)	0.089	0.044	0.045
Aérien versus Terrestre* Proportion de résineux (%)	-1.08	0.45	0.015
Circuit de recyclage court * La protection de la nature et de l'environnement est l'objectif principal	96.7	49.3	0.050
Constant* couper plus de bois dans l'avenir si recyclage des cendres	123.5	39.5	0.002

200 propriétaires, 1200 choix

En conclusion, nous avons montré que les préférences des propriétaires de forêts pour les scénarios de recyclage des cendres peuvent être investiguées par une enquête en ligne et sur papier et en appliquant une expérience de choix discret. Nous constatons que les propriétaires de forêts ont en moyenne un consentement à payer positif pour le recyclage des cendres, allant d'environ 100 à 400 € / ha / révolution, selon le scénario. Ces estimations incluent les coûts de toutes les activités liées au recyclage des cendres. Nous avons montré que l'effet sur la productivité est un facteur déterminant de l'application des cendres. Il est donc important que les recherches futures fournissent des estimations fiables de l'impact du recyclage des cendres sur la productivité (maintien, augmentation, en quelles proportions, etc...). Nous constatons également qu'en moyenne, le CAP est nettement plus élevé pour l'épandage par tracteur et les cendres produites localement. De plus, nous constatons que le CAP dépend du type de forêt. Par exemple, les propriétaires forestiers possédant des forêts de conifères ont un CAP plus élevé que les propriétaires possédant d'autres types de forêts. La compréhension de cette hétérogénéité est un élément important pour les décideurs politiques pour élaborer des réglementations ciblées et développer des solutions attrayantes pour différents types de propriétaires forestiers.

L'évaluation d'une nouvelle technologie, telle que le recyclage des cendres, d'un point de vue social, nécessite une évaluation intégrée du comportement des propriétaires forestiers ainsi que de leur impact sur tous les services rendus par les écosystèmes. Cette étude fournit une base pour évaluer les réglementations potentielles de ces nouvelles technologies. Les réglementations peuvent inclure la définition de normes pour la qualité des cendres utilisées pour le recyclage, des limitations sur le mode, le lieu et le moment où les cendres peuvent être dispersées ou encore des incitations économiques. Un aspect important non couvert par le projet RESPIRE est l'évaluation de la perception du public pour des scénarios d'épandage de cendres : plus précisément, il est important aussi de s'intéresser à la compréhension de l'information scientifique et à sa diffusion car ces deux éléments influent sur les préférences de la population (Lundhede et al. 2015). D'une part, les préoccupations concernant les métaux lourds et les effets à long terme de la récolte de biomasse et du recyclage des cendres sur l'environnement peuvent être des facteurs importants pour déterminer l'acceptabilité de ces activités par la population (Riding et al 2015). D'autre part, combiner la récolte de biomasse avec le recyclage des cendres est attrayant du point de vue de la durabilité (Stupak et al. 2011; Fritsche et Iriarte 2014).



4. Conclusion / Recommandations / Perspectives

Les objectifs du projet **RESPIRE** étaient :

- D'étudier l'impact d'un prélèvement accru des menus bois (tels que définis dans l'introduction) sur la matière organique du sol, la dynamique d'éléments nutritifs dans l'écosystème, la biodiversité du sol et les fonctions de cette diversité en lien avec la minéralisation de la matière organique ;
- De tester l'hypothèse d'un effet de seuil selon l'intensité de prélèvement, l'essence ou le contexte pédo-climatique pour être en mesure de proposer de potentiels indicateurs biologiques de risques et des limites à ne pas franchir si elles existent (modalité sol-nu dans le dispositif pour étendre à son maximum la gamme de réponses, plusieurs essences phare testées : chênes, hêtre, douglas et gradient de vulnérabilité aux changements climatiques pour chaque essence) ;
- D'étudier les mécanismes biophysiques de remédiation par les cendres (impact sur les cycles des éléments majeurs et traces, dont les métaux lourds ; impact sur la faune du sol), et dans quelle mesure ils permettent de restaurer les fonctions altérées par le prélèvement des rémanents ;
- De renseigner les politiques publiques en matière d'intensité de prélèvement, et ensuite de remédiation par les cendres (gisements, forme d'épandage, impact sur l'environnement, faisabilité économique, acceptabilité par les gestionnaires et plus généralement, la société).

Le chapitre répond à chacun des objectifs :

Impact d'un prélèvement accru de biomasse sur les propriétés physico-chimiques et biologiques du sol

Chimie des sols

La mise en place des traitements se traduit par une réponse assez lente sur l'évolution des propriétés physico-chimiques des sols, dont un certain nombre ne sont de toutes façons pas ou très peu impactés par les traitements du réseau MOS au moins sur le court et moyen terme (ex: texture du sol). Les teneurs totales en C et N du sol ne sont pour le moment pas significativement impactées par les traitements mais une tendance à la diminution est toutefois observée sur les sites Hêtre pour le traitement le plus drastique (sol nu) avec comme résultante un ratio C/N qui est significativement diminué. Les teneurs en phosphore et CEC sont quant à elle diminuées significativement pour les sites "hêtre" et le traitement "sol nu". Ces résultats sont en cohérence avec la baisse des activités enzymatiques microbiennes reliées au cycle du phosphore et de l'azote et peu ou pas encore d'effet des traitements sur les activités enzymatiques reliées au cycle du carbone. Des indices plus fonctionnels (minéralisation potentielle du carbone et de l'azote) ne montrent pas encore de tendances significatives, la variabilité entre sites étant plus grande que l'effet des traitements. Toutefois, on note tout de même une gradation pour la minéralisation du C, avec un effet plus marqué sur les sites les plus anciens que sur les récents (cf

Tableau 1 pour les dates d'installation et Figure 50 pour la minéralisation du carbone dans les horizons organo-minéraux). L'apport de cendres sur le site le plus ancien (RC à Champenoux) semble restaurer le potentiel de minéralisation mais ce résultat sera à valider lorsque les sites les plus récents auront subi 3 à 5 ans de manipulation.



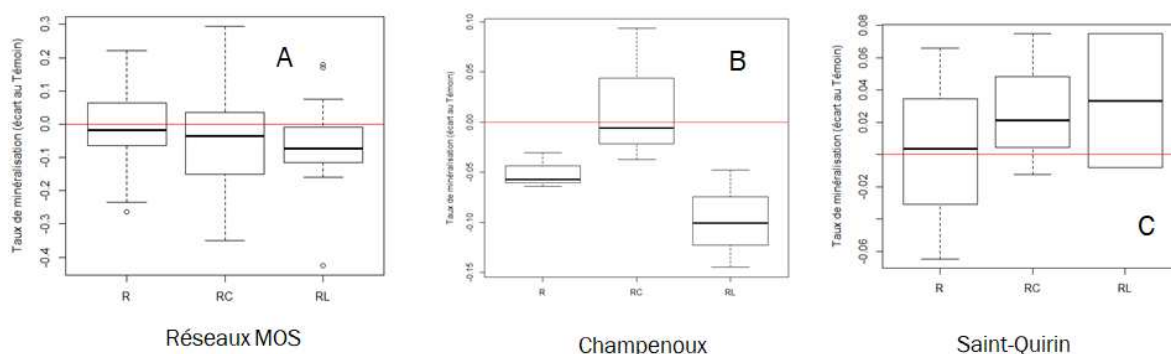


Figure 50 - Mise en évidence de différences entre traitements pour la minéralisation potentielle du C dans le sol (après 36 mois). A) Écart au témoin des taux de minéralisation du C des litières des 10 sites étudiés, B) Écart au témoin des taux de minéralisation du C des litières du site le plus ancien, C) Écart au témoin des taux de minéralisation du C des litières du site le récent.

L'apport des cendres en pot, sol acide de Darney, aux doses équivalentes à celles mises in-situ (1,5 t/ha) ou plus élevées (équivalent 6 t/ha), changent relativement peu le pH après deux ans d'expérimentation (+0,55 unité pH en moyenne) sans effet significatif du type de cendre (en mélange avec la dolomie ou les résidus organiques). Les éléments majeurs et ETM sont moins lixiviés avec les traitements « cendre » que sans (probablement du fait de cette légère augmentation du pH), excepté le calcium, qui est apporté massivement par l'apport de cendres, et le Potassium qui est moins « ralenti » que les autres éléments (voire même lixivié fortement en présence de cendres + rémanents). La stimulation de l'activité microbienne induit par l'effet chaulage des cendres (cf minéralisation potentielle du C qui est restaurée sur le site le plus ancien - Figure 50) pourrait expliquer ce flux accru de potassium. Enfin, le risque de contamination de l'environnement par un apport d'ETM via les cendres de bois semble être donc faible même avec une dose de 6t/ha. Mais il s'agit là d'expérimentations en pot. La pose de lysimètres sur les sites du réseau MOS pourra permettre de vérifier la transposition de ces résultats *in situ*.

Croissance des arbres

Les effets *in situ* des différentes modalités d'exportation de bois sont pour le moment très limités du fait d'un temps d'expérimentation faible. Cela étant, dans une étude prospective à Champenoux et Ban d'Harol (deux sites anciens), on observe pour le Hêtre à Ban d'Harol une baisse de la croissance et de la densité du bois pour les cernes les plus récents sur « sol nu » ainsi qu'une baisse des éléments nutritifs dans le bois et un changement de stœchiométrie (le P et S baissant plus que les autres éléments, ceci étant concordant avec les résultats sur les activités enzymatiques dans le sol). Ce résultat sera à confirmer sur tous les sites et les différents traitements mais nous n'envisageons cela que d'ici 5 ans lorsque tous les sites auront au minimum 6 à 7 ans de manipulation. Sur les plants en pot, la croissance est stimulée uniquement par les cendres brutes (probablement parce que les éléments sont libérés plus rapidement) et commencent à apparaître, au bout de deux ans, pour les cendres associées avec des résidus organiques (apport d'azote). Là encore la comparaison *in situ* entre les deux types de cendre sur la croissance des arbres ne sera réalisée que dans 5 ans. A noter que dans RESPIRE nous n'avons analysé que la possibilité de compenser les exports supplémentaires de minéralomasse par les cendres, mais au-delà il se pose la question de remédiation de la récolte elle-même sur sols acides et peu fertiles (cf perspectives du projet GERBOISE et résultats du projet INSENSE) et les quantités de cendres disponibles dans les gisements (cf étude socio-économique) pourraient également servir à ces restaurations de fertilité. Les outils mis au point dans le cadre de RESPIRE et GERBOISE offrent la possibilité d'explorer bien plus de scénarios sylvicoles (incluant des changements de durées de révolution, rythme et intensité des coupes intermédiaires, remédiation par chaulage, cendres etc...), couplés avec des calculs économiques.

Biologie des sols

L'exportation accrue de biomasse forestière (litière + rémanents) impacte très rapidement (dès 3 ans) la diversité taxonomique et fonctionnelle des biocénoses des sols pour la majorité des communautés suivies : communautés fongiques, communautés bactériennes, communautés de la macrofaune et de la mésofaune. Les modalités de réponses de ces différentes communautés sont très contextuelles, dépendant de la teneur en matière organique des sols pour la microflore (les sols pauvres en matière organique sont plus sensibles à l'exportation), ou de l'essence dominant les peuplements pour la

macrofaune, la mésofaune et les nématodes (hêtre versus chêne). La modalité « retrait combiné des rémanents et de la litière » a été mise en place pour pousser les systèmes écologiques à des dysfonctionnements majeurs et estimer l'amplitude et l'orientation de ces dysfonctionnements. La transcription de cette modalité expérimentale en pratique d'exploitation peut sembler questionnable. Toutefois, des pratiques consistant à exporter les arbres entiers en dehors des parcelles forestières pour exploitation des troncs en grume et des branches en plaquette s'apparente à une exportation de litière pour les arbres dont les feuilles ou aiguilles ne sont pas encore tombées au sol avant coupe.

L'exportation seule des menus bois a également un impact négatif sur la faune du sol mais dans une moindre mesure i.e. les effets se font moins sentir à l'échelle des grands groupes suivis (e.g. macrofaune, mésofaune, collemboles) qu'à l'échelle d'unité taxonomique plus précises (e.g. Chilopodes Geophilomorpha ou Scolopendromorpha, Diploures) ou de groupes écologiques (collemboles épédaphiques, collemboles hémiedaphiques), ou encore de groupes trophiques (e.g. acariens prédateurs, macrofaune détritivore...). Tout comme la modalité « rémanents + litière », la réponse est contextuelle dépendant souvent de l'essence dominante dans le peuplement. D'une manière générale, la compensation minérale via un apport de cendres ne contrecarre pas les effets négatifs sur la richesse spécifique de l'exportation de rémanents voire appauvrit plus nettement les communautés que le traitement R (exportation de rémanents) en comparaison au témoin sauf pour les Crassiclitellata (vers de terre) sous peuplements de chênes.

Recherche d'indicateurs biologiques de l'état du sol

Les réponses des biocénoses des sols aux pratiques expérimentales étant fortement dépendantes des conditions stationnelles (matière organique du sol, essences dominante, acidité du sol), il est difficile de mettre en avant des taxons bio-indicateurs robustes et génériques. Les résultats montrent que la recherche de bio-indicateurs génériques (portée nationale) ne pourra se faire vraisemblablement qu'à une échelle taxonomique supra-spécifique (e.g. famille, ordre, classe). Par ailleurs, la méthode IndVal (Dufrene et Legendre, 1997), permettant l'identification de bio-indicateur, nécessitant des données d'abondance (spécificité) en plus de données d'occurrence (fidélité) impose le recours à l'approche morphologique pour obtenir les abondances des taxons. Cette approche fastidieuse peut être facilitée en amont par une prédéfinition de potentiels candidats à la bio-indication via l'approche moléculaire fournissant des informations sur la fidélité des taxons aux pratiques. A partir des résultats acquis lors du projet, les réponses de la classe des Chilopodes (Ordre des Geophilomorpha, Scolopendromorpha et Lithibiomorpha) et de quelques taxons de la mésofaune (e.g. Oribata, Enchytreida, Isotomiella minor) semblent en faire de bons candidats à la bio-indication sur la base de leur fidélité. Des travaux complémentaires sur leur spécificité aux pratiques permettront de confirmer et d'affiner leurs caractères bio-indicateurs.

Soutien aux politiques publiques : Etude socio-économique de la faisabilité de la remédiation par les cendres

Le recyclage des cendres en forêt représente actuellement une mesure potentielle de remédiation/amélioration de l'état des sols forestiers et d'une mise en place d'une économie circulaire. L'étude menée sur le gisement à l'échelle nationale permet de chiffrer une quantité disponible de cendres entre 107 – 180 kt/an dont 65 % serait déjà valorisée en agriculture (source CIBE, 2017). Ce gisement provient essentiellement des chaufferies industrielles de grande et moyenne puissance et. Le reste de ce gisement est actuellement enfoui avec

Par ailleurs, une enquête auprès des propriétaires forestiers français membres des trois coopératives de propriétaires forestiers français situés principalement dans le grand Ouest de la France ainsi que dans le Centre (COFOROUEST, UNISILVA et CFBL) a permis de montrer qu'une part élevée des propriétaires de forêt pourrait adopter le recyclage des cendres avec un consentement à payer (CAP) de 187 euros en moyenne (ligne de base) et qu'ils sont prêts en moyenne à payer 10 € / ha supplémentaire par augmentation de 1% de la productivité de la forêt suite à l'épandage de cendres (soit en tout un CAP de 337 euros/ha si l'augmentation de la productivité augmente de 15%). Mais il y a une hétérogénéité importante parmi les propriétaires par rapport à l'acceptabilité du recyclage des cendres.

Un ensemble d'analyse technico-économique, de modélisation de croissance et de bilan des exports de minéralomasse sur toute la durée de révolution a été effectué sur les 12 sites de hêtre et chêne du réseau MOS. Ceci a permis de quantifier des apports de cendres qu'il faudrait amener déjà en compensation des exportations associées aux récoltes de menus-bois. L'analyse économique à l'échelle du peuplement montre que l'export des MB n'a que peu d'intérêt strictement par rapport à la rentabilité économique de la forêt puisque le prix du bois énergie est très faible. Sa principale motivation



réside dans la possibilité de faire une première éclaircie mais l'expose à des baisses de fertilité sur sols sensibles aux exports. L'intérêt d'un retour de cendres est discuté en compensation des exports mais aussi dans l'objectif d'une remédiation. Néanmoins, dans les hypothèses technico-économiques actuelles, les résultats montrent que le coût d'un apport de cendre est supérieur au consentement à payer des propriétaires forestiers et au bénéfice actualisé, d'où l'intérêt d'une réflexion plus approfondie d'aide ou de subvention à mettre en place pour les gestionnaires forestiers.

Perspectives

Les chaînes d'outils étant en place, il est maintenant possible d'explorer des options de simulations complémentaires, notamment avec des itinéraires permettant de suivre les préconisations du guide Gerboise pour les sols sensibles (pas de récolte de menus-bois, réalisation de la première éclaircie au stade prévu dans les guides sylvicoles mais dans un cadre de travaux sylvicoles (soit un coût additionnel à prendre en compte dans l'itinéraire), avec abandon des arbres sur coupe). Cet itinéraire serait à comparer aux itinéraires de Respire, avec impact sur la productivité ou apport de cendres en compensation. Cette chaîne de modélisation reste cependant à affiner pour prendre en compte les effets sites sur les estimations des exports en minéralomasse, des hypothèses de perte de fertilité en continu, qui pourrait arriver après la première récolte de menus-bois, d'explorer d'autres intensités de prélèvements des menus bois suite aux résultats du projet Gerboise. Concernant le fonctionnement des écosystèmes, il s'agira de conforter sur le moyen terme, la robustesse des indicateurs de dysfonctionnement en cas d'exportation accrue de biomasse et des indicateurs de restauration de la résilience via l'apport des cendres. Les résultats principaux ont été obtenus sur le traitement drastique (sol nu), et seul le suivi à moyen et long terme permettra de répondre correctement à l'impact des prélèvements accrus de menus bois sur la production et plus généralement le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

Le projet RESPIRE a pour la première fois permis d'effectuer une synthèse croisée des résultats (techniques, économiques, environnementaux, sociétaux), et même si les résultats obtenus doivent être consolidés, ils constituent une première base pour les gestionnaires forestiers publics et privés. Ils indiquent également qu'un retour des cendres de bois en forêt permettrait d'une part de restaurer certaines fonctions du sol, et d'autre part de stopper les transferts de fertilité actuels (forêts vers terres agricoles), avec un consentement à payer des propriétaires significatif, mais encore insuffisant par rapport au coût estimé de ces épandages, sans mécanisme financier de soutien.



Références bibliographiques

- AFNOR (2002). NF EN ISO 16072 Septembre 2011. X31-232. Qualité du sol - Méthodes de laboratoire pour la détermination de la respiration microbienne du sol.
- AFNOR (1993). NF ISO 11465 Août 1994. X31-102. Qualité du sol - Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau - Méthode gravimétrique
- Achat, D. L., Bakker, M. R., Augusto, L., & Morel, C. (2013). Contributions of microbial and physical–chemical processes to phosphorus availability in Podzols and Arenosols under a temperate forest. *Geoderma*, 211, 18-27.
- Afgan, E., Baker, D., van den Beek, D., Blankenberg, M., Bouvier, D., 2016. The Galaxy platform for accessible, reproducible and collaborative biomedical analyses: 2016 update. *Nucleic Acids Res.* 44.
- AGRESTE 2015 La forêt privée française en France métropolitaine : structure, propriétaires et potentiel de production. *Agreste les Dosssiers* 30. pp67
- Akroume E. 2015. Élaboration d'un dispositif expérimental de manipulations de matière organique sur le long terme en forêt tempérée et évaluation des impacts à très court terme des exportations sur le sol. Thèse de doctorat. AgroparisTech
- Akroume E., Zeller B., Buee M., Santenoise P., Saint-André L.. 2016. Improving the design of long-term monitoring experiments in forests: a new method for the assessment of local soil variability by combining infrared spectroscopy and dendrometric data. *Annals of Forest Science*, 73(4) : p. 1005:1013. <http://dx.doi.org/10.1007/s13595-016-0572-3>
- Akroume E., Zeller B., Buée M., Saint-André L., Reichard A., Gehin C., Bach C., 2017. Le réseau MOS, un dispositif de suivi des effets des prélèvements de biomasse sur les sols et les peuplements forestiers, *Rendez-Vous Techniques*, ONF, n54, p 9-22, 2017
- Arpin, P., Kilbertus, G., Ponge, J., Vannier, G., Verdier, B., 1985. Réactions des populations animales et microbiennes du sol à la privation des apports annuels de litière: exemple d'une rendzine forestière. *Bull. d'écologie* 16, 95–115.
- Auber, L., 1999. Atlas des Coléoptères de France, Belgique, Suisse (4ème édition). N.Boubé & Cie, Paris.
- Bachelier, G., 1973. Extraction et comptage des enchytreides du sol. *ORSTOM, série pédologie* 11, 79–84.
- Badeau, V. (1995). Etude dendroécologique du hêtre (*Fagus sylvatica* L.) sur les plateaux calcaires de Lorraine. Influence de la gestion sylvicole (Doctoral dissertation, Université Henri Poincaré-Nancy 1).
- Badejo, M., Nathaniel, T., Tian, G., 1998. Abundance of springtails (*Collembola*) under four agroforestry tree species with contrasting litter quality. *Biol. Fertil. soils* 15–20Badejo, M., Nathaniel, T., Tian, G. (1998).
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using `{lme4}`. *J. Stat. Softw.* 67, 1–48. doi:10.18637/jss.v067.i01
- Battigelli, J., Spence, J., 2004. Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. *Can. J. ...* 1149, 1136–1149. doi:10.1139/X03-267
- Bengtsson, J., Lundkvist, H., Saetre, P., Sohlenius, B., Solbreck, B., 1998. Effects of organic matter removal on the soil food web: Forestry practices meet ecological theory. *Appl. Soil Ecol.* 9, 137–143. doi:10.1016/S0929-1393(98)00067-5
- Benito, B., Garcíadeblás, B., Fraile-Escanciano, A., Rodríguez-Navarro, A., 2011. Potassium and sodium uptake systems in fungi. The transporter diversity of *Magnaporthe oryzae*. *Fungal Genet. Biol.* 48, 812–822. doi:10.1016/j.fgb.2011.03.002
- Biernet, F., De Danieli, S., Miquel, C., Coissac, E., Poillot, C., Brun, J.-J., Taberlet, P., 2012. Tracking earthworm communities from soil DNA. *Mol. Ecol.* 21, 2017–2030. doi:10.1111/j.1365-294X.2011.05407.x
- Boerner, R.E.J., Brinkman, J.A., and Smith, A. (2005). Seasonal variations in enzyme activity and organic carbon in soil of a burned and unburned hardwood forest. *Soil Biol. Biochem.* 37, 1419–1426.
- Bontemps, J.-D., Evolution de la productivité des peuplements réguliers et monospécifiques de hêtre (*Fagus sylvatica*) et de chêne sessile (*Quercus petraea*) dans la moitié Nord de la France au cours du XXe siècle, 2006
- Bouché, M.B., 1977. Strategies lombriciennes. *Ecol. Bull.* 122–132.



- Chauvat, M., Perez, G., Ponge, J.F., 2014. Foraging patterns of soil springtails are impacted by food resources. *Appl. Soil Ecol.* 82, 72–77. doi:10.1016/j.apsoil.2014.05.012
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117–143.
- Cébron, A., Norini, M.-P., Beguiristain, T., and Leyval, C. (2008). Real-Time PCR quantification of PAH-ring hydroxylating dioxygenase (PAH-RHDα) genes from Gram positive and Gram negative bacteria in soil and sediment samples. *J. Microbiol. Methods* 73, 148–159.
- Chemidlin Prévost-Bouré, N., Christen, R., Dequiedt, S., Mougel, C., Lelièvre, M., Jolivet, C., Shahbazkia, H.R., Guillou, L., Arrouays, D., and Ranjard, L. (2011). Validation and application of a PCR primer set to quantify fungal communities in the soil environment by real-time quantitative PCR. *PLoS ONE* 6, e24166.
- Coleman, D.C., Wall, D.H., 2015. *Soil Fauna*, 4th ed, *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Elsevier Inc. doi:10.1016/B978-0-12-415955-6.00005-0
- Coomans, A., Claeys, M., & Vandekerckhove, T. T. (2000). Transovarial transmission of symbionts in *Xiphinema brevicollum* (Nematoda: Longidoridae). *Nematology*, 2 : 443-449.
- Cortez, J., Demard, J.M., Jocteur, L., 1996. Decomposition of mediterranean leaf litters: a microcosm experiment investigating relationships between decomposition rates and litter quality. *Soil Biol. Biochem.* 28, 443–452.
- David, J.-F., Ponge, J.-F., Arpin, P., Vannier, G., 1991. Reactions of the Macrofauna of a Forest Mull to Experimental Perturbations of Litter Supply. *Oikos* 61, 316. doi:10.2307/3545239
- De Cáceres, M., Legendre, P., Moretti, M., 2010. Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos* 119, 1674–1684. doi:10.1111/j.1600-0706.2010.18334.x
- De Mendiburu, F., 2017. *agricolae* v1.2-8.
- Dighton, J., Helmisaari, H.-S., Maghirang, M., Smith, S., Malcolm, K., Johnson, W., Quast, L., Lallier, B., Gray, D., Setälä, H., Starr, M., Lairo, J., Kukkola, M., 2012. Impacts of forest post thinning residues on soil chemistry, fauna and roots: Implications of residue removal in Finland. *Appl. Soil Ecol.* 60, 16–22. doi:10.1016/j.apsoil.2012.02.023
- Dolédec, S., Chessel, D., 1987. Seasonal successions and spatial variables in freshwater environments . I . Description of a complete two-way layout by projection of variables. *Acta Oecologica* 8, 403–426.
- Dufour-Kowalski S., Courbaud B., Dreyfus P., Meredieu C., de Coligny F., *Capsis: an open software framework and community for forest growth modelling. Annals of Forest Science* 69 : 221-233, 2012
- Dufrière, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345–366.
- Eisenhauer, N., Sabais, A.C.W., Scheu, S., 2011. Collembola species composition and diversity effects on ecosystem functioning vary with plant functional group identity. *Soil Biol. Biochem.* 43, 1697–1704. doi:10.1016/j.soilbio.2011.04.015
- Elie, F., Vincenot, L., Berthe, T., Quibel, E., Zeller, B., Saint-André, L., Normand, M., Chauvat, M., Aubert, M., 2018. Soil fauna as bioindicators of organic matter export in temperate forests. *For. Ecol. Manage.* 429, 549–557. doi:10.1016/j.foreco.2018.07.053
- Faustmann (M.) 1849., *Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. - Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, pp. 441-455.
- Fraç, M., Oszust, K., and Lipiec, J. (2012). Community Level Physiological Profiles (CLPP), Characterization and microbial activity of soil amended with dairy sewage sludge. *Sensors* 12, 3253–3268.
- Franco, A.L.C., Knox, M.A., Andriuzzi, W.S., de Tomasel, C.M., Sala, O.E., Wall, D.H., 2017. Nematode exclusion and recovery in experimental soil microcosms. *Soil Biol. Biochem.* 108, 78–83. doi:10.1016/j.soilbio.2017.02.001
- Fritsche, U., L. Iriarte 2014. *Sustainability Criteria and Indicators for the Bio-Based Economy in Europe: State of Discussion and Way Forward. Energies* 7(11): 6825–36.
- Garland, J.L. (1997). Analysis and interpretation of community-level physiological profiles in microbial ecology. *FEMS Microbiol. Ecol.* 12.
- Gobat, J.-M., Aragno, M., Matthey, W., 1998. *Le sol vivant*, Presse pol. ed. Lausanne.
- Heide, O.M., 1986. Long day control of flowering in *Poa nemoralis* in controlled and natural environments. *New Phytol.* 10, 225–232.



- Hodge, A., Robinson, D., Fitter, A., 2000. Are microorganisms more effective than plants at competing for nitrogen? *Trends Plant Sci.* 5, 304–308. doi:10.1016/S1360-1385(00)01656-3
- Honnay, O., Dedroote, B., Hermy, M., 1998. ancient-forest plant species in western belgium: a species list and possible ecological mechanisms. *belgium J. Bot.* 130, 139–154.
- Hopkins, 1991. *A key to the woodlice of Britain and Ireland.* Field Studies Council.
- Hunt, H.W., Wall, D.H., 2002. Modelling the effects of loss of soil biodiversity on ecosystem function. *Glob. Chang. Biol.* 8, 33–50. doi:10.1046/j.1365-2486.2002.00425.x
- Jarret P., *Guide des sylvicultures Chênaie atlantique*, 2004
- Kang, H., Kang, S., and Lee, D. (2009). Variations of soil enzyme activities in a temperate forest soil. *Ecol. Res.* 24, 1137–1143.
- Kreuzer, K., Bonkowski, M., Langel, R., Scheu, S., 2004. Decomposer animals (Lumbricidae, Collembola) and organic matter distribution affect the performance of *Lolium perenne* (Poaceae) and *Trifolium repens* (Fabaceae). *Soil Biol. Biochem.* 36, 2005–2011. doi:10.1016/j.soilbio.2004.05.019
- Landmann G., Nivet., C. (coord.) 2014. *Projet Resobio. Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité.* Angers : ADEME, Paris :Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt - GIP Ecofor. *Rapport final*, 243 p. *Contrat ADEME : 11-60-C0063*
- Lavelle, P., 1996. Diversity of Soil Fauna and Ecosystem Function. *Biol. Int.* 33, 3–16.
- Lavelle, P., Spain, A. V., 2001. *Soil ecology*, Springer Science & Business Media. Springer, Dordrecht. doi:1-4020-0490-7
- Lorenz, K., Preston, C.M., Krumrei, S., Freger, K.-H., 2004. Decomposition of needle / leaf litter from Scots pine , black cherry , common oak and European beech at a conurbation forest site. *Eur. J. For. Ressources* 123, 177–188. doi:10.1007/s10342-004-0025-7
- Lundhede, T., J. B. Jacobsen, N. Hanley, N. Strange, B. J. Thorsen. 2015. Incorporating Outcome Uncertainty and Prior Outcome Beliefs in Stated Preferences. *Land Economics* 91(2): 296–316
- McFadden D., 1974. Conditional logit analysis of qualitative choice behaviour. In: P. Zarembka (Editor), *Frontiers in Econometrics.* Academic Press, New York, pp. 105-142.
- Maathuis, F.J., 2009. Physiological functions of mineral macronutrients. *Curr. Opin. Plant Biol.* 12, 250–258. doi:10.1016/j.pbi.2009.04.003
- Marshall, V.G., 1972. Comparison of two methods of estimating efficiency of funnel extractors for soil microarthropods. *Soil Biol. Biochem.* 4, 417–426. doi:10.1016/0038-0717(72)90056-9
- McGeoch, M.A., Rensburg, B.J.V.A.N., Botes, A., 2002. The verification and application of bioindicators : a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *J. Appl. Ecol.* 39, 661–672.
- Montagner, 2017. *Estimation et prévision du prix des bois.* ONF, ENSAE, *Rapport de stage de 2ème année.* 53 p.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, et al. (2013) *vegan: Community Ecology Package*, version 2.0–7. R package. Available: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Petucco, C., A. Stenger, J. Abildtrup 2014. Influences of nonindustrial private forest landowners' management priorities on the timber harvest decision. *Journal of Forest Economics* 21(3): 152–166
- Pilard-Landeau B., Simon E., *Guide des sylvicultures La hêtraie Nord-Atlantique*, 2008
- Prevost-Boure, N. C., Maron, P. A., Ranjard, L., Nowak, V., Dufrene, E., Damesin, C., ... & Lata, J. C. (2011). Seasonal dynamics of the bacterial community in forest soils under different quantities of leaf litter. *Applied Soil Ecology*, 47(1), 14-23.
- Pritsch, K., Courty, P.E., Churin, J.-L., Cloutier-Hurteau, B., Ali, M.A., Damon, C., Duchemin, M., Egli, S., Ernst, J., Fraissinet-Tachet, L., et al. (2011). Optimized assay and storage conditions for enzyme activity profiling of ectomycorrhizae. *Mycorrhiza* 21, 589–600.
- R Core Team, 2014. *R: A language and environment for statistical computing.*
- Rakotoarison, H, Cailly P., Deleuze C., Richter C., Berthelot A. 2015. Plantations résineuses en conditions forestières?: analyse économique des itinéraires dédiés et semi-dédiés pour augmenter la production de bois. *Revue Forestière Française*, n°6.
- Rameau, J., Mansion, D., Dumé, G., Timbal, J., Lecointe, A., Dupont, P., Keller, R., 1994. *flore forestière française guide écologique illustré 1 plaines et collines*, institut p. ed.
- Rasmusson et al. *Ash products and their economic profitability. The open waste management journal*, 2013, 6, 1-5



- Ratnasingham, S., Hebert, P.D.N., 2007. BARCODING, BOLD : The Barcode of Life Data System (www.barcodinglife.org). *NPR Mol. Ecol. Notes* 7, 355–364. doi:10.1111/j.1471-8286.2006.01678.x
- Riding, M. J., B. M. J. Herbert, L. Ricketts, I. Dodd, N. Ostle, K. T. Semple 2015. Harmonising conflicts between science, regulation, perception and environmental impact: The case of soil conditioners from bioenergy. *Environment International* 75: 52–67.
- Robert, D.W., 2016. *labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology*.
- Rusek, J., 1998. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. *Biodivers. Conserv.* 7, 1207–1219. doi:10.1023/A:1008887817883
- Saint-André L., Wernsdörfer H., Deleuze C., *Modèle de biomasse et de minéralomasse. Quelles avancées de la recherche ? Pour quels usages à terme en gestion ?*, Rendez-Vous Techniques, ONF, n44, p 43-56, 2014
- Sardin T., *Guide des sylvicultures Chênaies continentales*, 2008
- Sardin T., Legay M., Bock J., Conrard F., *Guide des sylvicultures Hêtraie continentales*, 2011
- Sariyildiz, T., Anderson, J.M., Kucuk, M., 2005. Effects of tree species and topography on soil chemistry, litter quality, and decomposition in Northeast Turkey. *Soil Biol. Biochem.* 37, 1695–1706. doi:10.1016/j.soilbio.2005.02.004
- Sayer, E.J., Tanner, E.V.J., Lacey, A.L., 2006. Effects of litter manipulation on early-stage decomposition and meso-arthropod abundance in a tropical moist forest. *For. Ecol. Manage.* 229, 285–293. doi:10.1016/j.foreco.2006.04.007
- Scheu, S., 1987a. The influence of earthworms (Lumbricidae) on the nitrogen dynamics in the soil litter system of a deciduous forest. *Oecologia* 72, 197–201. doi:10.1007/BF00379267
- Scheu, S., 1987b. The role of substrate feeding earthworms (Lumbricidae) for bioturbation in a beechwood soil. *Oecologia* 72, 192–196. doi:10.1007/BF00379266
- Schloss, P.D., Westcott, S.L., Ryabin, T., Hall, J.R., Hartmann, M., Hollister, E.B., Lesniewski, R.A., Oakley, B.B., Parks, D.H., Robinson, C.J., Sahl, J.W., Stres, B., Thallinger, G.G., Van Horn, D.J., Weber, C.F., 2009. Introducing mothur: Open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities. *Appl. Environ. Microbiol.* 75, 7537–7541. doi:10.1128/AEM.01541-09
- Setiawan, N.N., Vanhellefont, M., De Schrijver, A., Schelfhout, S., Baeten, L., Verheyen, K., 2016. Mixing effects on litter decomposition rates in a young tree diversity experiment. *Acta Oecologica* 70, 79–86. doi:10.1016/j.actao.2015.12.003
- Sherlock, E., 2012. *Key to the earthworms of the UK and Ireland*. Field Studies Council.
- Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J., Kanninen, A., Pietikäinen, J., Fritze, H., 2001. Responses of decomposer community to root-isolation and addition of slash. *Soil Biol. Biochem.* 33, 1993–2004. doi:10.1016/S0038-0717(01)00135-3
- Siira-Pietikäinen, A., Pietikäinen, J., Fritze, H., Haimi, J., 2001. Short-term responses of soil decomposer communities to forest management: clear felling versus alternative forest harvesting methods. *Can. J. For. Res.* 99, 88–99.
- Snipes, M., Taylor, D.C., 2014. Model selection and Akaike Information Criteria : An example from wine ratings and prices. *Wine Econ. Policy* 3, 3–9. doi:10.1016/j.wep.2014.03.001
- Spiecker, H., Mielikäinen, K., Köhl, M., & Skovsgaard, J. P. (1996). Growth trends in European forests. European Forest Institute. Research Reports, 5, 372.
- Stupak I., B. Lattimore, B. D. Titus, C. T. Smith. 2011. *Criteria and Indicators for Sustainable Forest Fuel Production and Harvesting: A Review of Current Standards for Sustainable Forest Management*. *Biomass and Bioenergy* 35(8): 3287–3308
- Trap, J., 2010. Relations morphologie- cycle de l'azote au sein de l' épisolum humifère en futaie régulière pure de hêtre.
- Trap, J., Bureau, F., Akpa-Vinceslas, M., Decaens, T., Aubert, M., 2011. Changes in humus forms and soil N pathways along a 130-year-old pure beech forest chronosequence. *Ann. For. Sci.* 68, 595–606. doi:10.1007/s13595-011-0063-5
- Vierheilig, H., Coughlan, A.P., Wyss, U.R.S., *Recherche, C. De*, 1998. Ink and Vinegar , a Simple Staining Technique for Arbuscular-Mycorrhizal Fungi. *Appl. Environ. Microbiol.* 64, 5004–5007.
- Wagg, C., Bender, S.F., Widmer, F., van der Heijden, M.G.A., 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 111, 5266–5270. doi:10.1073/pnas.1320054111
- Wang, M.-B., and Zhang, Q. (2009). Issues in using the WinRHIZO system to determine physical characteristics of plant fine roots. *Acta Ecol. Sin.* 29, 136–138.



- Walters-jones, L.M., 1989. Key to the families of British spiders. Field Studies Council.
- Wei Taiyun and Simko Viliam (2017). R package "corrplot": Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84). Available from <https://github.com/taiyun/corrplot>.
- Wu, T., Ayres, E., Li, G., Bardgett, R.D., Wall, D.H., Garey, J.R., 2009. Molecular profiling of soil animal diversity in natural ecosystems: Incongruence of molecular and morphological results. *Soil Biol. Biochem.* 41, 849–857. doi:10.1016/j.soilbio.2009.02.003

Index des tableaux et figures

Tableaux (i)

Tableau 1 - Dates des principaux travaux sur les sites du réseau MOS	13
Tableau 2 - Sylviculture courante réalisée sur les 12 sites Chêne et Hêtre du réseau MOS	32
Tableau 3 - Composition des cendres de biomasse bois	33
Tableau 4 11 scénarios de calculs issus des combinaisons des impacts sur la fertilité, des modalités d'apports de cendres et des coûts de ces apports.	34
Tableau 5 Description des itinéraires sylvicoles de hêtre et de chêne pour mener les analyses économiques sur du long terme.	35
Tableau 6 Synthèse des références de coûts des ITTS par essence et par site (codes des ITTS sont donnés dans le tableau des sigles).....	37
Tableau 7 - Attributs et niveaux présentés dans l'ECM (Expérimentation à choix multiples).....	41
Tableau 8 - Moyenne (écart-type) des écarts au traitement témoin (en %) des stocks de Carbone, du taux de minéralisation du C et du carbone microbien suivant les horizons et les essences (Hêtre vs. Chêne) pour les modalités R (rémanents exportés), RL (rémanents et litière exportés) et C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) (Hêtre: n = 18 ; Chêne: n = 12). En gras les écarts significatifs au témoin (test de Kruskal-Wallis : **; $\alpha=0.05$).	46
Tableau 9 - Résumé des effets de l'exportation concomitante des rémanents et de la litière en fonction de l'essence (Hêtre ou Chênes) et du temps de mise en place de l'expérimentation (12, 36 mois) sur l'abondance des taxons de macrofaune présents dans les horizons 0-25 cm. Les différences d'abondance entre traitement témoins et traitement exportation sont testées par une analyse SIMPER avec test de permutations (9999 permutations). Seuls les résultats significatifs ($p < 0,05$) sont présentés ici. La méthode IndVal fut appliquée pour mettre en évidence les taxons bioindicateurs de l'effet traitement. Seules les valeurs IndVal approchant ou supérieures à 70% sont reconnues comme significatives. Nombre de répétitions par modalité : n=6.	47
Tableau 10 - Écart au traitement témoin (%) des abondances des prédateurs, des détritivores et de l'ensemble des ordres échantillonnés dans les horizons 0 - 25cm et holorganiques (O) des modalités R (rémanents exportés), RL (rémanents et litière exportés) et C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) (Hêtre: n = 18 ; Chêne: n = 12). En gras les écarts significatifs au témoin (test de Kruskal Wallis : **; $\alpha=0.05$ et ' ' : $\alpha=0.1$).	51
Tableau 11 - Résumé des résultats de l'analyse SIMPER sur la contribution à l'écart au traitement témoin (part du pourcentage d'écart au traitement témoin présenté dans le tableau b) des familles de macroarthropodes présentes dans les horizons 0 – 25 cm pour les traitements R (rémanents exportés), RL (rémanents et litière exportés) et C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) (Hêtre: n = 18 ; Chêne: n = 12) en fonction des essences (Hêtre ou Chênes). n=18 pour le Hêtres et n=12 pour le Chêne. Seules les familles présentant une réponse significative au seuil de $p < 0,1$ sont présentées.....	52
Tableau 12 - Ecart au traitement témoin (%) des abondances des prédateurs, des détritivores et de l'ensemble des ordres échantillonnés dans les horizons holorganiques (O) des modalités R (rémanents exportés) et C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) (Hêtre: n = 18 ; Chêne: n = 12). En gras les écarts significatifs au témoin (test de Kruskal-Wallis : **; $\alpha=0.05$ and ' ' : $\alpha=0.1$).	54
Tableau 13 - Résumé des résultats de l'analyse SIMPER sur la contribution à l'écart au traitement témoin (contribution à la dissimilarité) des familles de macroarthropodes présentes dans les horizons de litière (O) pour les traitements R (rémanents exportés) et C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) (Hêtre: n = 18 ; Chêne: n = 12) en fonction des essences (Hêtre ou Chênes). n = 18 pour le Hêtres et n = 12 pour le Chêne. Seules les familles présentant une réponse significative au seuil de $p < 0,1$ sont présentées.....	55
Tableau 14 - Richesses moyennes (+/- écart-type) en OTUs (Operational Taxonomic Units) issues de l'approche moléculaire des différents groupes de la communauté de mésofaune en réponse à l'exportation de matières organiques avec ou sans compensation par apport d'éléments minéraux sous forme de cendres en fonctions de la profondeur (litière et 0-5 premier centimètre du solum) et des essences i.e. chêne versus hêtre (n=12 pour le chêne et n=18 pour le hêtre). En gras les groupes présentant une réponse significative aux traitements (test de Kruskal-Wallis, $\alpha=0.05$). R : retrait de rémanents forestiers (diamètre inférieur à 7cm), C : Compensation minéral par un apport de cendres et RL : Retrait de l'intégralité des rémanents et de litière.	57
Tableau 15 - Résumé des résultats de l'analyse de l'indice de sensibilité « Point biserial correlation » de De Cáceres et al. (2010) estimant la fidélité des taxons de la mésofaune aux modalités expérimentales du réseau MOS (Rpb : point-biserial correlation coefficient). Analyse réalisée sur les taxons identifiés par l'approche métabarcoding comme présents dans les horizons de litière (O) et dans l'horizon organo-minéral (0-5cm) pour les traitements R (rémanents exportés), C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) et RL (rémanents et litière exportés) en fonction des essences (hêtre ou chênes). n=18 pour le Hêtres et n=12 pour le Chêne. Seuls les taxons présentant une fidélité significative au seuil de $p < 0,1$ sont présentés.	58
Tableau 16. Résumé des résultats de l'analyse de l'indice IndVal (Dufrière et Legendre, 1997) estimant le potentiel bioindicateur des espèces de la macrofaune aux modalités expérimentales du réseau. Analyse réalisée sur les taxons identifiés par l'approche morphologiques présents dans l'épisolum humifère pour les traitements R (rémanents exportés), C (rémanents exportés, compensation par ajout de cendre) et RL (rémanents et litière exportés) en fonction des échelles spatiales (nationale ou régionale). n=30 pour l'échelle nationale et n=12 pour l'échelle régionale. Seuls les espèces présentant un IndVal significatif au seuil de $p < 0,05$ sont présentés.....	60



Tableau 17 - ANOVA testant l'influence du site, la profondeur du prélèvement (horizon) et le traitement (RL), ainsi que leurs interactions sur la diversité alpha bactérienne et fongique.....	61
Tableau 18 - Paramètres chimiques des sols dans les différentes modalités expérimentales après 20 semaines d'expérimentation, résultats présentés en moyennes (écart-type). T : traitement témoin, R- : traitement sans rémanents, C : traitement sans rémanents avec cendre, 70R30C : 70% rémanents – 30 % de cendre, 30R70C : 30% de rémanents du témoins – 70 % de cendre. Les différentes lettres (a - b) indiquent les différences significatives au seuil $\alpha = 0,05$ (Two-way Anova and test post-hoc de Tukey, $n = 8$). En gras les variables significativement impactées par les modalités expérimentales.	70
Tableau 19 - Paramètres biologiques des sols dans les différentes modalités expérimentales après 20 semaines d'expérimentation, résultats présentés en moyennes (écart-type). T : traitement témoin, R- : traitement sans rémanents, C : traitement sans rémanents avec cendre, 70R 30C : 70 % rémanents + 30 % de cendre, 30R70C : 30 % de rémanents du témoin + 70 % de cendre. Les différentes lettres (a-b) indiquent les différences significatives au seuil $\alpha = 0,05$ (Two-way Anova and test post-hoc de Tukey, $n = 8$). En gras les variables significativement impactées par les modalités expérimentales.	72
Tableau 20 - Fonctions GLM et Sig. codes permettant d'observer l'effet du traitement sur la densité du bois et la largeur des cernes (WD indique la densité du bois anhydre (kg / m ³), RW correspond à la largeur des cernes (mm), trt à un traitement. "moelle" et "écorce" indiquent des valeurs proches de Les valeurs des coefficients avec la variable associée sont indiquées pour les corrélations significatives dans une colonne séparée Signif Codes pour les valeurs p: 0 '****' 0,001 '***' 0,01 '**' 0,05 '.' 0,1 'NS' 'non significatif'.....	75
Tableau 21 - Fonctions GLM et Sig. codes pour observer l'effet du traitement sur les proportions de nutriments proches de la moelle et des zones d'écorce. Dans le tableau, les termes "moelle" et "écorce" indiquent respectivement les zones proches de la moelle et les zones proches des écorces. Les valeurs des coefficients de traitement sont données en termes de changement pour Sol nu. Signif. Codes pour les valeurs p: 0 '****' 0,001 '***' 0,01 '**' 0,05 "." 0,1 "NS" Non significatif.....	75
Tableau 22 - Estimation du nombre de chaufferies et du gisement de cendres en France en 2017 (extraction de la BDD GCF pour le projet RESPIRE)	80
Tableau 23 - Quelques références de coût de pré-traitement de cendres : de 10 à 90 €/t.	82
Tableau 24 - Exportation biomasse et minéralomasse sur la révolution entière pour les sites hêtre avec 3 scénarios de prélèvement (Ref : valeur d'export sans de récolte des menus bois (MB) ; en tonne/ha pour la biomasse et en kg/ha pour la minéralomasse) ; 2 exports MB et Tout MB : en % supplémentaire par rapport à la référence.	86
Tableau 25 - Exportation biomasse et minéralomasse pour les sites chêne avec 3 scénarios de prélèvement (Ref : valeur d'export sans de récolte des menus bois en tonne/ha pour la biomasse et en kg/ha pour la minéralomasse) ; 2 exports MB ou Tout MB : en % supplémentaire par rapport à la référence.....	86
Tableau 26 - Comparaison des pesées de terrain et des biomasses de menus-bois exportées lors de la 1 ^{ère} intervention de l'itinéraire simulé.	87
Tableau 27 - Calcul des retours de cendres ou de mélange de cendres avec d'autres apports pour compenser les exports sur la révolution complète, selon deux hypothèses : récolte partielle des menus-bois à la première éclaircie et à la récolte finale ou récolte systématique des menus bois.....	88
Tableau 28 Effet des baisses de productivité sur le BASI avec le prélèvement des menus bois en récolte totale (MB) ou en récolte à 1ère éclaircie et dernière coupe (mixte) en comparaison avec les scénarios avec compensation sur les 3 sites de hêtre	94
Tableau 29 Effet des baisses de productivité sur le BASI avec le prélèvement des menus bois en récolte totale (MB) ou en récolte à 1ère éclaircie et dernière coupe (mixte) en comparaison avec les scénarios avec compensation sur les 2 sites de chêne	95
Tableau 30 - Caractéristiques générales de l'échantillon des 211 répondants.....	96
Tableau 31 - Objectifs de gestion et motivations pour l'épandage de cendres.....	97
Tableau 32 - « Si à l'avenir, les conditions techniques, économiques et réglementaires permettent d'épandre les cendres en forêt, seriez-vous prêt à le faire? »	98
Tableau 33 - Résultats de l'expérience de choix: Consentement à Payer (CAP) marginal.....	98
Tableau 34 - Résultats de l'expérience de choix: CAP marginal prenant en compte l'hétérogénéité des propriétaires forestiers.	100
Tableau 35 Liste des mesures et des suivis réalisés sur l'ensemble du dispositif RESPIRE (expérimentation ex-situ et in-situ)	113

Figures⁽ⁱ⁾

Figure 1 : Démarche adoptée dans le projet RESPIRE. Il s'appuie sur le réseau MOS pour les évaluations des impacts in-situ (de prélèvement accru et de remédiation) et ex-situ (en serre pour mieux préciser certains processus). Les dispositifs en serre ont été installés à l'INRA, centre Grand –Est Nancy pour la thématique Nutriments et ETM, ainsi qu'à l'université de Rouen pour la thématique méso-macro faune-plantes.....	12
Figure 2 - Harmonisation des prélèvements de litière et de sols sur les sites du réseau MOS. Pour chaque placette de 40m x 40m, une zone tampon de 2 m est délimitée sur le pourtour, puis à raison de 5 zones de prélèvement par placette, un carré de 1m x 1m est délimité dans lequel tous les prélèvements de l'année sont effectués. Les carrés sont matérialisés par un jalon situé au coin le plus proche du centre de la placette. A l'année suivante ($n+1$), les carrés sont disposés en suivant une rotation dans le sens des aiguilles d'une montre.	15
Figure 3 - Plan d'échantillonnage spécifique pour les fonctions microbiennes. REF correspond au témoin et OMR correspond au traitement sol nu, où les branches et les litières au sol sont évacuées tous les ans (cf tableau 1). CLPP ou community-level physiological profiles rend compte du potentiel catabolique des communautés microbiennes. Les prélèvements 1 à 9 correspondent aux carottes de sol individuelles et A à C aux échantillons composites.....	16
Figure 4 - Distribution des circonférences des arbres.....	22
Figure 5 - Les trois grandes étapes de la mesure des propriétés du bois sur les carottes prélevées	22
Figure 6 - Dispositif mis en place pour étudier l'effet des cendres (quantité et forme) sur la biogéochimie d'un sol forestier (celui du site MOS de Darney).....	23
Figure 7 - Schéma simplifié de l'organisation des industriels énergéticiens	27
Figure 8 - Evolution successive de la méthode d'estimation des gisements de cendres	27
Figure 9 - Sources de données utilisées pour l'estimation de la consommation de biomasse des chaufferies.....	29
Figure 10 - Composantes du simulateur et intervalles de coûts.....	31



Figure 11 - Comparaison des courbes de prix du chêne en haut et du hêtre en bas par DT selon le volume unitaire moyen sur la période de 2016-2017.	38
Figure 12 - Exemple d'analyse de sensibilité à + et - 10% sur les courbes de fertilité du hêtre dans le Nord-est (Bontemps 2006). Le point donne la position actuelle de Ban d'Harol sur le faisceau de courbes.	39
Figure 13 - Illustration réalisée par un professionnel issue du questionnaire soumis aux gestionnaires forestiers privés.	40
Figure 14 - Exemple de choix proposé aux gestionnaires forestiers privés pour l'expérimentation à choix multiples (ECM) sur l'épandage des cendres.	42
Figure 15 - Analyse par ACP des spectres NIRS de sols T, R, RC et RL de la couche 0 – 5 cm du site de Champenoux (site représentant les sites chêne) à 12 mois et fréquences les plus impactées du spectre sur le site de Reichshoffen (liées à la matière organique, Ludwig et al., 2008 ; Tatzber et al., 2011). R : menus bois exportés, RC : menus-bois exportés et apport de cendre, RL : menus-bois et litière exportés, T : Témoins.	43
Figure 16 - Analyse par ACP des spectres NIRS de sols T, R, RC et RL de la couche 0 – 5 cm du site de Champenoux (site représentant les sites chêne) et du site de Ban de Harol (site représentant les sites hêtre) à 36 mois. R : menus bois exportés, RC : menus-bois exportés et apport de cendre, RL : menus-bois et litière exportés, T : Témoins.	44
Figure 17 - Concentrations en N-NO3 et N-NH4 dans les sols du traitement T, R, RL (SN) et RC de la couche 0 – 5 cm du site de Ban de Harol (site représentative des sites hêtre) et du site de Champenoux (site représentative des sites chênes). R : menus bois exportés, RC : menus-bois exportés et apport de cendre, RL : menus-bois et litière exportés, T : Témoins.	45
Figure 18 - Minéralisation (PNM) et nitrification (PNN) potentielle dans le sol 0 – 5 cm des sites MOS collectés en mai – juin 2016. R : menus bois exportés, RC : menus-bois exportés et apport de cendre, RL : menus-bois et litière exportés, T : Témoins.	45
Figure 19 - Abondance de la macrofaune du sol a) dans les horizons organo-minéraux et minéraux 0-25 cm et b) dans les horizons hologanique. T. Traitement témoin, R. Rémanents exportés, RC. R Rémanents exportés et compensation par ajout de Cendre, RL Rémanents et Litière exportés. a-b indiquent des différences significatives après Test de Kruskal Wallis et test de comparaison multiple post hoc au seuil $p < 0,05$; $n=18$ pour le Hêtre, $n=12$ pour le Chêne.	49
Figure 20 - Richesse taxonomique (en nombre d'Ordres) de la macrofaune du sol a) dans les horizons organo-minéraux et minéraux 0 - 25 cm et b) dans les horizons hologaniques. T, Traitement témoin ; R, Rémanents exportés ; RC, R Rémanents exportés et compensation par ajout de Cendre ; RL, Rémanents et Litière exportés. a - b indiquent des différences significatives après Test de Kruskal Wallis et test de comparaison multiple post hoc au seuil $P < 0,05$, $n=18$ pour le Hêtre, $n=12$ pour le Chêne.	49
Figure 21 - Abondance en nématodes a) dans les horizons organo-minéraux et minéraux 0-25 cm et b) dans les horizons hologaniques. T. Traitement témoin, R. Rémanents exportés, C. Rémanents exportés et compensation par ajout de Cendre, RL Rémanents et Litière exportés. a-b indiquent des différences significatives après Test de Kruskal wallis et test de comparaison multiple post hoc au seuil $P < 0,05$, $n=18$ pour le Hêtre, $n=12$ pour le Chêne.	59
Figure 22 - Analyse différentielle globale de la composition de la communauté fongique en réponse à l'impact de l'élimination de la MO en fonction de la profondeur du sol (0-5 et 5-10 cm). L'effet significatif du traitement sur les genres fongiques a été évalué avec un modèle linéaire mixte avec le site comme facteur aléatoire ($*P \leq 0,05$; $**P \leq 0,01$; $***P \leq 0,001$).	62
Figure 23 - (A) Abondance relative des principales guildes fongiques en fonction du site, de la profondeur et du traitement. (B) L'impact de l'élimination de la MO sur l'abondance relative des guildes fongiques a été évalué à l'aide d'un modèle linéaire mixte avec le site comme facteur aléatoire. Les différentes lettres indiquent des différences significatives entre les traitements pour chaque horizon, et/ou entre horizons.	62
Figure 24 - Analyse différentielle globale de la composition de la communauté bactériennes en réponse à l'impact de l'élimination de la MO en fonction de la profondeur du sol (0-5 et 5-10 cm). L'effet significatif du traitement sur les classes bactériennes a été évalué avec un modèle linéaire mixte avec le site comme facteur aléatoire ($*P \leq 0,05$; $**P \leq 0,01$; $***P \leq 0,001$).	63
Figure 25 - Analyse différentielle de l'impact de l'élimination de la MO sur les paramètres du sol (rose), les surfaces racinaires (bleu), la biomasse microbienne (vert), les activités enzymatiques (brun) et les capacités métaboliques (orange) des communautés microbiennes du sol (en%) dans les deux horizons de sol (0-5 cm et 5-10 cm). Abréviations: N, azote total; C, carbone organique; OM, matière organique du sol; et P, phosphore organique. Les niveaux de signification sont les suivants: * $P \leq 0,05$; ** $P \leq 0,01$; *** $P \leq 0,001$	64
Figure 26 - Effets des traitements sur la croissance des arbres. Les croix rouges représentent la moyenne ($n=15$). Des lettres différentes indiquent des différences significatives ($p < 0,05$; test de Kruskal-Wallis).	65
Figure 27 - Effets de la dose sur la croissance des arbres. Les croix rouges représentent la moyenne ($n=15$). Des lettres différentes indiquent des différences significatives ($p < 0,05$; test de Mann-Whitney).	65
Figure 28 - Evolution du pH et des concentrations en nitrates, calcium et magnésium dans les eaux gravitaires pour les différentes modalités ($n=5$) (barre = écart-type).	66
Figure 29 - Effet des traitements sur le lessivage des ETM, éléments majeurs et nitrates par rapport au témoin selon la formule : $((\text{Traitement}/\text{Témoin}) - 1) * 100$. Une valeur positive indique un drainage supérieur induit par les traitements par rapport au témoin, une valeur négative traduit un drainage plus faible.	67
Figure 30 - Evolution des concentrations en cuivre, chrome, nickel et zinc dans les eaux gravitaires pour les différentes modalités ($n=5$) (barre = écart-type).	68
Figure 31 - Abondance totale des collemboles dans les différentes modalités expérimentales après 20 semaines d'expérimentation. T : traitement témoin, R- : traitement sans rémanents, C : traitement sans rémanents avec cendre, 70R30C : 70 % rémanents - 30 % de cendre, 30R70C : 30% de rémanents du témoin – 70 % de cendre. Les différentes lettres (a - b) indiquent les différences significatives au seuil $\alpha = 0,05$ (Two-way Anova and test post-hoc de Tukey).	71
Figure 32 - Abondance des collemboles a) épédaphique, b) hémiedaphiques et c) euédaphiques dans les différents modalités expérimentales après 20 semaines d'expérimentation. T : traitement témoin, R- : traitement sans rémanents, C : traitement sans rémanents avec cendre, 70R 30C : 70 % rémanents + 30 % de cendre, 30R 70C : 30 % de rémanents du témoin + 70 % de cendre. Les différentes lettres (a-b) indiquent les différences significatives au seuil $\alpha = 0,05$ (Two-way Anova and test post-hoc de Tukey).	73
Figure 33 - Distribution des circonférences et des hauteurs entre les peuplements témoins et ceux en sol nu (litière et rémanents enlevés tous les ans, depuis 5 ans). Aucune différence significative n'est observée, quelle que soit l'essence.	74
Figure 34 - Relations Hauteur / Circonférence pour les trois essences et les deux traitements. Aucune différence entre des modèles par traitement et un modèle par essence (tests AIC et BIC après ajustement des relations avec un modèle non linéaire). Plusieurs types d'équations ont été testés selon les groupes proposés par Shvets and Zeide. (1996).	74



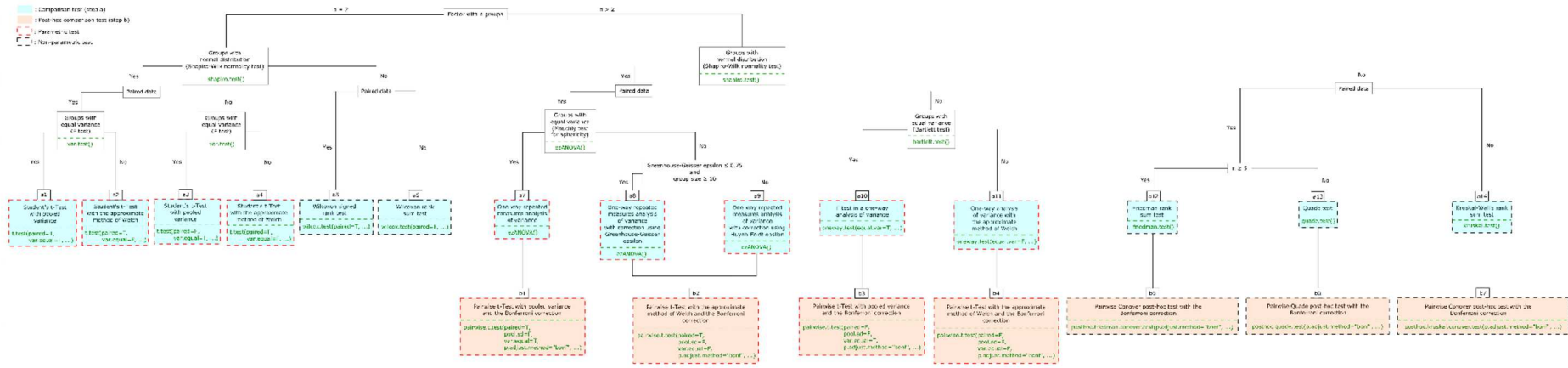
Figure 35 - Translocation dans les carottes de bois calculée comme la différence de concentration en éléments nutritifs (g / kg) entre la zone proche de l'écorce et la zone proche de la moelle pour Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, S et Si. Une valeur positive indique une concentration plus élevée de nutriment à proximité de l'écorce.	76
Figure 36 - Répartition des installations selon la puissance et la production estimée de cendres (BDD ONF)	78
Figure 38 - Production de cendres pour valorisation forestière par région (BDD ONF)	78
Figure 39 - Production de cendres pour valorisation forestière par secteur d'activité (BDD ONF).....	79
Figure 40 - Schéma des filières actuelles de valorisation des cendres en France.....	81
Figure 41 - Résultats des simulations des coûts d'apport de cendres par site pour le hêtre (en haut) et le chêne (en bas), et pour les 2 scénarii de récolte de menu bois, et deux hypothèse de coûts de cendres : une fourchette basse (circuit court avec coûts de transport réduits, facturation aux chaufferies à hauteur de 75 €/t) et une fourchette haute : (circuit long avec coût de transport élevé, pas de facturation aux chaufferies).	83
Figure 42 - Simulation des évolutions en surface terrière (G, m ² ha) des 6 peuplements de hêtre du réseau MOS modélisé avec l'outil Sydy selon les guides de sylviculture en vigueur sur les sites.....	84
Figure 43 - Simulation des évolutions en surface terrière des 6 peuplements de chêne du réseau MOS modélisé avec l'outil Sydy selon les guides de sylviculture en vigueur sur les sites.....	84
Figure 44 - Exemple des sorties de simulations en biomasse, azote, phosphore, potassium, calcium et magnésium en fonction de la hauteur dominante Hdom, et par compartiment, pour le site hêtre de Ban d'Harol.	85
Figure 45 - Exemple des sorties de simulations en biomasse, azote, phosphore, potassium, calcium et magnésium en fonction de la hauteur dominante Hdom, et par compartiment, pour le site chêne de Champenoux.....	85
Figure 46 - Comparaison des BASI des itinéraires de hêtre en haut et du chêne en bas, par site du réseau MOS, par rapport aux scénarios de récolte partielle ("mixte", en vert) ou totale de menu bois ("MB", rouge), comparé à la référence bois-fort ("ref", bleu), sans aucun retour de cendres.	89
Figure 47 - Comparaison des BASI des itinéraires de hêtre en haut et du chêne en bas, par site du réseau MOS, par rapport aux dates d'épandage (en rouge, scénario de référence sans épandage, en vert, au début de la révolution, en bleu, à la fin de la révolution)	91
Figure 48 - Effet des baisses de productivité sur le BASI avec le prélèvement des menus bois en récolte totale (MB) ou en récolte à 1ère éclaircie et dernière coupe (mixte) sans compensation sur le hêtre	92
Figure 49 - Effet des baisses de productivité sur le BASI avec le prélèvement des menus bois en récolte totale (MB) ou en récolte à 1ère éclaircie et dernière coupe (mixte) sans compensation sur le chêne.....	93
Figure 50 Probabilité qu'un propriétaire forestier accepte le recyclage des cendres (par tracteur) en fonction du coût net qu'il aurait à payer	99
Figure 51 - Mise en évidence de différences entre traitements pour la minéralisation potentielle du C dans le sol (après 36 mois). A) Écart au témoin des taux de minéralisation du C des litières des 10 sites étudiés, B) Écart au témoin des taux de minéralisation du C des litières du site le plus ancien, C) Écart au témoin des taux de minéralisation du C des litières du site le récent.....	102
Figure 52 - Arbre de décision programmé dans R2IR pour comparer statistiquement les spectres infrarouges entre les traitements.	114

Sigles et acronymes

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
AFPIA	Association pour la Formation Professionnelle dans les Industries de l'Ameublement
1CHX1	Régénération naturelle de chêne sessile et pédonculé, concurrence vive
1CHX2	Régénération naturelle de chêne sessile type acidiline
3CHS02	Plantation de chêne sessile sans accompagnement ligneux
5CHS1	Amélioration du chêne sessile, concurrence forte hêtraie Chênaie
5CHS2	Amélioration du chêne sessile, concurrence modérée - interventions ponctuelles
5CHX01	Amélioration du chêne tous peuplements
7CHX1	Amélioration de futaie de chêne
1HET1	Régénération naturelle de hêtre avec itinéraire 2 avec nettoyage
1HET2	Régénération naturelle dans des stations riches avec une forte diversité potentielle
3 HETB	Plantation de hêtre pas d'accumulation de M.O., absence de semencier
5HET1	Amélioration de hêtre avec faible densité locale et/ou peuplement hétérogène
5HET3	Amélioration de hêtre Peuplements peu denses



Figure 51 - Arbre de décision programmé dans R2IR pour comparer statistiquement les spectres infrarouges entre les traitements.



Variables (or frequencies) with a p-value < 0.05 from step a and b tests are retained

L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Elle met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale. L'Agence aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, les économies de matières premières, la qualité de l'air, la lutte contre le bruit, la transition vers l'économie circulaire et la lutte contre le gaspillage alimentaire.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de la Transition Écologique et Solidaire et du ministère de l'Enseignement Supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



RESPIRE – RECOLTE DES MENUS BOIS EN FORET

Potentiel, impact, indicateurs et rémédiation par épandage de cendres

Les impacts de l'exportation des menus bois apparaissent progressivement et principalement sur l'activité biologique du sol. Ces résultats touchent tout ou partie des parcelles étudiées

Des pistes intéressantes peuvent être proposées pour élaborer des indicateurs précoces de la modification du fonctionnement des écosystèmes suite à l'exportation de matière organique

La compensation minérale par apport de cendres ne contrecarre pas les effets négatifs de l'exportation de menus-bois sur la richesse spécifique de la faune. Elle semble cependant restaurer certains potentiels

L'intérêt des récoltes de bois énergie avec menus bois reste en premier lieu d'ordre sylvicole pour permettre la réalisation des premières éclaircies. 87 % des 211 propriétaires forestiers interrogés se sont déclarés prêts à épandre les cendres, si à l'avenir les conditions techniques, économiques et réglementaires le permettent



www.ademe.fr

