



PROJET RESOBIO

**GESTION DES REMANENTS FORESTIERS :
PRESERVATION DES SOLS ET DE LA BIODIVERSITE**

RESOBIO

MANAGEMENT OF FOREST RESIDUES: PRESERVING SOILS AND BIODIVERSITY

Rapport final

Mars 2014

Etude financée avec le soutien de l'ADEME : contrat ADEME : 11-60-C0063
et du Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt : convention E13 / 2012

Suivi

ADEME, Caroline RANTIEN, Direction Productions et Energies Durables, ADEME Angers,
Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt : Laurent CHARASSE et Lise
WLERICK, Direction générale des politiques agricole, agroalimentaire et des territoires,
sous-direction de la forêt et du bois.

Coordination scientifique : Guy Landmann et Cécile Nivet

GIP ECOFOR
42, rue Scheffer
75116 Paris
tél : 01 53 70 21 70
www.gip-ecofor.org

Citation conseillée :

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.

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 L 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du 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.

Responsable scientifique : Guy Landmann, GIP Ecofor, Paris

Edition du rapport : Guy Landmann et Anais Jallais, GIP Ecofor, Paris

Equipe-projet :

Experts

Laurent Augusto, Unité Mixte de Recherche Transfert sol-plante et Cycles des Eléments Minéraux dans les écosystèmes cultivés, INRA Centre de Bordeaux, Villenave d'Ornon

Maryse Bigot, FCBA, Pôle Première Transformation – Approvisionnement, Paris

Christophe Bouget, IRSTEA, Unité de Recherche Ecosystèmes Forestiers, Nogent-sur-Vernisson

Alain Brêthes, ONF, Département R&D, Pôle de Boigny, Orléans

Vincent Boulanger, ONF, Département R&D, Pôle de Fontainebleau, Fontainebleau

Christine Deleuze, ONF, Département R&D, Pôle de Dole, Dole

Guy Landmann, Ecofor, Paris

Daniel Michaud, FCBA Pôle Biotechnologie Sylviculture avancée, Verneuil-sur-Vienne

Noémie Pousse, ONF Département R&D, Pôle de Nancy, Nancy

Jacques Ranger, Unité de Recherche Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, INRA Nancy, Champenoux

Claudine Richter, ONF R&D, Pôle de Fontainebleau, Fontainebleau

Laurent Saint-André, Unité de Recherche Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, INRA Centre de Nancy, Champenoux

Chargés de mission

David Achat, Ecofor, Paris et INRA Centre de Bordeaux, Villenave d'Ornon (chargé de mission, 8 mois)

Anne-Sophie Cabral, Ecofor, Paris (chargée de mission, 4 mois, auto-entrepreneur)

Autres experts sollicités :

Emila Akroume, UMR Interactions Arbres/Micro-organismes & Biogéochimie des Ecosystèmes forestiers INRA Nancy, Nancy (doctorante)

Michaël Aubert, Groupe de Recherche ECODIV, Faculté des Sciences & des Techniques, Université de Rouen, Mont-Saint-Aignan

Alain Bailly, FCBA, Pôle Biotechnologie Sylviculture Avancée, Cestas Pierroton

Emmanuel Cacot, FCBA, Pôle Première Transformation – Approvisionnement, Verneuil-sur-Vienne

Sophie Cornu, ONF Département R & D, Pôle de Fontainebleau, Fontainebleau

Benoit Fraud, ONF Energie, Paris

Jean-Yves Fraysse, FCBA, Pôle Biotechnologie Sylviculture Avancée, Cestas Pierroton

Yves-Marie Gardette, ONF direction développement, Paris

Gwénaelle Gibaud, ONF Département R&D, Pôle de Compiègne, Compiègne

Tammouz-Eñaut Helou, FNEDT, Paris

Sophie Pitocchi, UCFF, Paris-Chambéry

Hanitra Rakotoarison, ONF Département R&D, Pôle de Fontainebleau, Fontainebleau

Alain Thivolle Cazat, FCBA, Pôle Economie Energie Prospective Forêt, Paris

Erwin Ulrich, ONF Département R&D, Pôle de Fontainebleau, Fontainebleau

Caroline Vivancos, UCFF, Paris

Bernd Zeller, Unité de Recherche Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, INRA Nancy, Champenoux

ACRONYMES

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
CNPF	Centre National de la Propriété Forestière
CDC	Société forestière de la Caisse des Dépôts et de Consignation
DSF	Département de la Santé des Forêts, Ministère de l'agriculture
FCBA	Institut Technologique Forêt Cellulose Bois-construction Ameublement
FFPPC	Fédération Française des Producteurs de Pâtes de Celluloses
FNB	Fédération nationale du bois
FNCOFOR	Fédération nationale des communes forestières
FNE	France Nature Environnement
FNEDT	Fédération Nationale des Entrepreneurs des Territoires
FPF	Forestiers privés de France
IDF	Institut du Développement forestier
FSC	Forest Stewardship Council
IGN	Institut Géographique National
INRA	Institut national de la recherche agronomique
IRSTEA	Institut de recherche en sciences et technologies pour l'environnement et l'agriculture
ONF	Office National des Forêts
PEFC	Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes
SER	Syndicat des énergies renouvelables
UCFF	Union des Coopératives Forestières Françaises
UICN	Union internationale de la conservation de la nature

Table des matières

RESUME.....	11
PARTIE 1. RAPPORT DE SYNTHÈSE	15
CHAPITRE 1. CONTEXTE GENERAL, PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS.....	17
1. CONTEXTE GENERAL	17
1.1 Des objectifs ambitieux de développement du bois-énergie	17
1.2 Un engagement à produire/prélever plus de bois tout en préservant les écosystèmes forestiers	17
2. LA PROBLEMATIQUE DE L'UTILISATION DES REMANENTS FORESTIERS.....	18
2.1 Une ressource additionnelle possible.....	18
2.2 Des conséquences environnementales potentielles de divers ordres	19
2.3. Un guide d'aide à la gestion des rémanents à réviser et compléter	19
3. OBJECTIFS DU TRAVAIL, CONTOURS THEMATIQUES ET DEMARCHE	19
3.1 Objectifs	19
3.2 Démarche conceptuelle	19
3.3 Structuration du document.....	20
3.4 Références bibliographiques.....	20
CHAPITRE 2. GOUVERNANCE DU PROJET	21
1. DONNEES ADMINISTRATIVES	21
2. GOUVERNANCE DU PROJET	21
3. DEROULEMENT DE L'ETUDE	22
CHAPITRE 3. REPONSES AUX QUESTIONS POSEES	25
1. NATURE, IMPORTANCE ET CONDITIONS DE MOBILISATION DES REMANENTS	25
1.1. Comment peut-on définir les rémanents forestiers ?	25
1.2 Quelles opérations sylvicoles et quels types de produits fournissent actuellement la plaquette forestière ? Quelle est la part de rémanents dans leur production ?	26
1.3 Comment la récolte des rémanents va-t-elle évoluer avec le développement du bois-énergie ?	27
1.4. Y-a-t-il un intérêt à étendre la récolte des rémanents au feuillage ?.....	27
1.5. Dans quelles conditions le prélèvement des souches est-il pratiqué ?.....	28
1.6. Quelle est l'importance des pertes de matière lors de la récolte de rémanents ?.....	28
1.7 Références bibliographiques.....	29
2. IMPACTS POTENTIELS DE LA RECOLTE DE REMANENTS SUR LA FERTILITE DES ECOSYSTEMES	30
2.1. Dans quelle proportion la récolte de menus bois et des souches augmente-t-elle l'exportation de minéralomasse par rapport à une récolte conventionnelle ?.....	31
2.2 Quels sont les effets d'une récolte accrue de menus bois et des souches sur la fertilité des sols, les stocks et la qualité de la matière organique, l'activité biologique du sol, le statut nutritionnel et la productivité des peuplements ?.....	32
2.3. Le taux de saturation du sol en cations basiques (S/T) est-il un indicateur pertinent de la sensibilité des sols vis-à-vis de la récolte de rémanents ?	34
2.4 Quels sont, en résumé, les risques pour la fertilité associés à la récolte des rémanents ?	35
2.5 Références bibliographiques.....	35
3. L'APPORT DE CENDRES, UNE VOIE POSSIBLE DE COMPENSATION A L'EXPORTATION ACCRUE D'ELEMENTS NUTRITIFS LIEE A LA RECOLTE DE REMANENTS ?	36
3.1. Dans quels contextes l'utilisation de cendres en forêt est-elle discutée et utilisée à l'étranger ? Quel est le lien avec une intensification des pratiques sylvicoles ?.....	36
3.2. Quel est le développement actuel de cette pratique en France et à l'étranger ?	37

3.3. L'intérêt agronomique du retour de cendres en forêt est-il avéré ?.....	39
3.4. Quels sont les risques éventuels associés à l'utilisation de cendres en forêt ?.....	39
3.5. Quel est l'intérêt économique du retour de cendres ?.....	41
3.6. Le cadre réglementaire actuel contraint-il l'utilisation des cendres de bois en France ?.....	41
3.7. Références bibliographiques.....	42
4. CONSEQUENCES DE LA RECOLTE DES REMANENTS D'EXPLOITATION POUR LA BIODIVERSITE	43
4.1 Quel est l'impact des récoltes de rémanents sur le volume et le profil de bois mort ?.....	43
4.2 Comment évolue le bois mort dans les forêts cultivées ?.....	43
4.3. Quels sont les enjeux de conservation de la biodiversité liée aux rémanents ?.....	44
4.4. Quels sont les enjeux de conservation associés aux souches ?.....	44
4.5 Quelles sont les composantes de biodiversité indirectement liée aux rémanents ?.....	45
4.6 Quels sont les impacts des pratiques connexes à la mobilisation des rémanents sur la biodiversité ?	45
4.7. Des questions de fond en suspens.....	46
4.8 Références bibliographiques.....	47
5. LES MESURES PRECONISEES A L'ETRANGER POUR LIMITER LES INCONVENIENTS POTENTIELS DE LA RECOLTE DE REMANENTS	48
5.1 Quelles sont les pratiques de gestion dont traitent les guides ?.....	48
5.2. Quels compartiments forestiers sont susceptibles d'être récoltés pour le bois énergie à l'étranger ?	49
5.3 Comment se situe, par la nature de ses messages, le Guide Ademe par rapport aux guides étrangers ?	49
5.4 Quelles sont les orientations générales des guides et le rôle des différents opérateurs dans leur production ?.....	49
 CHAPITRE 4. PISTES DE RECOMMANDATIONS	51
1. GESTION DE LA FERTILITE MINERALE	51
2. GESTION DE LA BIODIVERSITE DANS LE CADRE DE LA RECOLTE DE REMANENTS.....	52
 CHAPITRE 5. PISTES DE RECHERCHE ET DE SUIVI.....	55
1. CONNAISSANCE DE L'ÉVOLUTION DES MODALITES DE RECOLTE DE BOIS-ENERGIE	55
2. GESTION DE LA FERTILITE DES SOLS - INDICATEURS DE SENSIBILITE DES SOLS A L'EXPORTATION DE REMANENTS	56
3. RESTAURATION DE LA FERTILITE DES SOLS PAR RETOUR DES CENDRES DE BOIS EN FORET	56
4. RELATIONS ENTRE EXPORTS DE REMANENTS ET BIODIVERSITE FORESTIERE	57
 PARTIE 2. RAPPORTS SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES.....	61
 RAPPORT 1. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE DES IMPACTS DU PRELEVEMENT DES REMANENTS FORESTIERS SUR LA FERTILITE DES SOLS ET LA CROISSANCE DES PEUPELEMENTS	63
<i>Résumé</i>	<i>63</i>
<i>Abstract</i>	<i>65</i>
1. INTRODUCTION.....	66
1.1. Contexte.....	66
1.2. Conséquences potentielles de la récolte des rémanents	67
1.3. Objectifs	69
2. MATERIEL ET METHODES	71
2.1. Axe 1 : Modifications des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte des rémanents	71
2.1.1. Eléments minéraux considérés.....	71
2.1.2. Compartiments de l'arbre considérés	71
2.1.3. Estimations des modifications des exportations minérales : scénarios de récolte	71
2.1.4. Recherche des études et compilation des données	74
2.1.5. Traitement des données et présentation des résultats	74
2.2. Axe 2 : Effets de la récolte des rémanents sur la fertilité des sols et la productivité des peuplements après récolte.....	74
2.2.1. Scénarios et variables considérés.....	74
2.2.2. Recherche des études et compilation des données	76

2.2.3. Traitement des données et présentation des résultats	76
3. RESULTATS ET INTERPRETATIONS	76
3.1. Etudes utilisées et répartition géographique des sites	76
3.2. Modifications des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte des rémanents forestiers	76
3.2.1. Modifications théoriques potentielles des exportations d'éléments minéraux	76
3.2.2. Modifications théoriques et mesurées des exportations d'éléments minéraux : cas d'étude	81
3.2.3. Modifications des exportations d'éléments minéraux en lien avec les pratiques sylvicoles.....	82
3.2.4. Comparaisons entre les exportations théoriques d'éléments minéraux et les stocks dans les sols	85
3.2.5. Simulations des exportations de nutriments en fonction de la biomasse du bois fort et des compartiments récoltés.....	88
3.3. Impacts sur la fertilité des sols et la productivité après récolte.....	88
3.3.1. Rappels : concepts liés à la fertilité des sols et variables étudiées	88
3.3.2. Stocks de matière organique dans les sols.....	89
3.3.4. Facteurs environnementaux influençant l'activité biologique des sols et les processus de décomposition.....	93
3.3.5. Activité biologique des sols et processus de décomposition (fertilité biologique)	95
3.3.6. Eléments minéraux totaux dans les sols (fertilité chimique)	96
3.3.7. Perte d'éléments minéraux par lixiviation (fertilité chimique)	102
3.3.8. Acidité des sols (fertilité chimique)	102
3.3.09. Statut nutritionnel des arbres et croissance après récolte.....	103
4. CONCLUSIONS, LIMITES DE L'ETUDE ET PERSPECTIVES	109
5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	111
5.1. Références citées dans le texte	111
5.2. Références utilisées dans les méta-analyses	114
5.2.1. Références sur les minéralomasses.....	114
5.2.2. Références sur les effets de la récolte des rémanents sur la fertilité chimique et biologique des sols	123
5.2.3. Références sur les effets de la récolte des rémanents sur le statut nutritionnel des arbres, le taux de survie et la croissance après récolte	127
6. ANNEXES	130
<i>Annexe 1 : références utilisées dans les méta-analyses (selon les essences, le pays et l'âge des peuplements)</i>	<i>130</i>
<i>Annexe 2 : Modifications des exportations d'éléments minéraux (axe 1)</i>	<i>141</i>
<i>Annexe 3 : Impacts de la récolte des rémanents sur la fertilité des sols et la productivité après récolte (axe 2)</i>	<i>159</i>

RAPPORT 2. ETUDE PROSPECTIVE DE L'INTÉRÊT DU TAUX DE SATURATION DES SOLS PAR RAPPORT AU PH COMME INDICATEUR DE LA SENSIBILITÉ AUX EXPORTS DE MINÉRALOMASSE	165
1. CONTEXTE	165
2. DONNEES UTILISEES	167
3. RELATION ENTRE LE PH EAU ET LE S/T DES SOLS FORESTIERS	167
4. PISTES POUR AMELIORER LA CORRESPONDANCE PH – HUMUS DU GUIDE ADEME (2006)	171
5. CONCLUSION	177
6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	177
7. ANNEXES	178
7.1. Base de données disponibles pour calibrer les relations entre descripteurs morphologiques et paramètres chimiques mesurés sur des sols forestiers.....	178
7.2. Clé de classification des humus, données écologiques, points forêt, campagnes 2005 à 2011 de l'IGN.....	179
RAPPORT 3. INTERET ET MODALITES DE RETOUR DE CENDRES DE BOIS EN FORET.....	181
1. INTRODUCTION	181
2. EVALUATION DES QUANTITES DE CENDRES DE BOIS PRODUITES PAR PAYS	182
3. INTERET DES CENDRES DE BOIS COMME AMENDEMENT/FERTILISANT EN AGRICULTURE ET EN FORET.....	183
3.1. Composition des cendres	183
3.2. Contextes, objectifs et principaux résultats des travaux sur les retours de cendres de bois en forêt	183
3.2.1. Pays nord-américains	184

3.2.2. Pays scandinaves.....	184
3.2.3. Pays germanophones	185
3.2.4. Dans les autres pays	186
4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES ET LISTE DE PUBLICATIONS DE PROJETS CITES	188

RAPPORT 4. CONSEQUENCES DE LA RECOLTE DES REMANENTS FORESTIERS POUR LA BIODIVERSITE

1. INCIDENCE DES OPERATIONS DE RECOLTE DE REMANENTS SUR LE NIVEAU DE BOIS MORT AU SOL.....	193
2. L'IMPACT DE LA RECOLTE DES REMANENTS D'EXPLOITATION SUR LA BIODIVERSITE FORESTIERE	197
2.1 <i>Les rémanents comme substrat de vie</i>	197
2.2. <i>Les enjeux de conservation associés aux souches</i>	199
2.3. <i>La biodiversité liée indirectement aux rémanents</i>	200
2.3.1. <i>Comme éléments structurants du milieu.....</i>	200
2.3.2. <i>Par cascade trophique</i>	201
2.3.3. <i>Effets induits par modifications physico-chimiques.....</i>	201
2.4. <i>Impact sur la biodiversité des pratiques connexes à la mobilisation des rémanents</i>	202
2.4.1. <i>Stockage des rémanents avant export : puits écologique ?.....</i>	203
2.4.2. <i>Passages d'engins et destructuration des sols</i>	203
2.4.3. <i>Compensations de fertilité et biodiversité</i>	203
2.5. <i>Perspectives de réflexion</i>	204
2.5.1. <i>Les limites de cet exercice de synthèse bibliographique.....</i>	204
2.5.2. <i>Gestion de la biodiversité associée aux rémanents.....</i>	204
2.5.3. <i>Histoire forestière et dette d'extinction</i>	204
2.5.4. <i>De la parcelle aux paysages.....</i>	205
2.6. <i>Références bibliographiques.....</i>	205

RAPPORT 5. LES DOCUMENTS D'ORIENTATION DES PRATIQUES DE GESTION DES REMANENTS FORESTIERS A L'ETRANGER : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

1. INTRODUCTION	209
2. SOURCES D'INFORMATION ET ELEMENTS DE METHODE.....	210
2.1. <i>Zones et pays concernés</i>	210
2.2. <i>Mise en œuvre pour les pays anglophones : Royaume-Uni, Irlande, Canada, Etas-Unis, Nouvelle-Zélande</i>	210
2.2.1. <i>Acquisition de données.....</i>	210
2.2.2. <i>Stockage et analyse des données.....</i>	211
2.3. <i>Les pays non anglophones.....</i>	211
3. PRESENTATION GENERALE DES GUIDES DES PAYS ANGLOPHONES ET DE LEUR ORGANISATION	212
3.1 <i>Le cas d'Etats fédéraux.....</i>	212
3.1.1 <i>Les Etats-Unis d'Amérique</i>	212
3.1.2. <i>Le Canada.....</i>	213
3.2. <i>Le cas d'Etats unitaires</i>	213
3.2.1. <i>Le Royaume-Uni</i>	213
3.2.2. <i>L'Irlande</i>	215
3.2.3. <i>La Nouvelle-Zélande</i>	215
3.3. <i>Mécanismes de production et sources d'information des documents</i>	215
4. PRESENTATION GENERALE DES RECOMMANDATIONS	217
4.1. <i>Les attentes des parties prenantes</i>	217
4.2. <i>La précision des recommandations.....</i>	217
4.3. <i>Les documents relatifs à la gestion forestière durable</i>	218
4.4. <i>Les documents spécifiques à la gestion des rémanents.....</i>	219
5. ANALYSE THEMATIQUE : FERTILITE, BIODIVERSITE ET AUTRES THEMES ABORDES.....	220
5.1. <i>La fertilité.....</i>	220
5.2. <i>La biodiversité</i>	221
5.3. <i>Les autres thèmes abordés</i>	222
6. RELEVÉ DETAILLÉ DES RECOMMANDATIONS PAR THEMATIQUE	223

6.1. Classement des données.....	223
6.2. Résultats	223
7. LES OUTILS ASSOCIES AUX GUIDES ET LE MONITORING	233
7.1. Outils de classification	233
7.2. Autres outils	233
7.3. Monitoring	234
8. LES PAYS NON ANGLOPHONES.....	234
8.1. Informations fournies par les correspondants d'Europe de l'Est : Lettonie, Roumanie.....	234
8.2. Informations issues des articles d'Europe du Nord : Suède, Finlande, Danemark.....	235
9. DISCUSSION ET CONCLUSION	236
10. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	237
11. ANNEXES	238
11.1 Références collectées au cours de l'étude	238
11.2. Récapitulatif des guides par pays – Nature des rémanents concernés et éléments de gestion.....	242

RESUME

Le projet RESOBIO

1. Le projet RESOBIO – « *Gestion des Rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité* », soutenu par l'ADEME et le Ministère en charge de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, a pour double objectif (i) d'actualiser les connaissances disponibles au niveau international – avec un focus sur les zones tempérées – sur les conséquences potentielles du prélèvement des rémanents forestiers dans le domaine de la fertilité et de la biodiversité et (ii) d'identifier les pistes de recommandations pour une révision du guide de l'ADEME (2006) sur la « *récolte raisonnée des rémanents en forêt* ». Le thème de la biodiversité n'était pas couvert par ce guide.
2. Le projet a été mené entre mai 2012 et juillet 2013 par une dizaine d'experts et deux chargés de mission. Une quinzaine d'autres experts ont directement contribué en apportant des éléments originaux. Une importance particulière (2 réunions) a été apportée aux interactions entre l'équipe-projet et les partenaires – acteurs de la filière forêt-bois et de l'environnement – qui ont exposé leurs positions et attentes en début de projet et ont interagi sur une base provisoire des résultats.
3. La 1^{ère} partie du rendu consiste en un rapport de synthèse. Il s'agit de décliner les résultats autour d'une vingtaine de questions sur i) la nature des bois utilisés pour la production d'énergie et la place des rémanents, ii) les conséquences de ce type de prélèvement pour la fertilité des sols et la productivité des peuplements, et iii) les effets sur la biodiversité. Sur la base de ces éléments sont identifiés (i) des pistes de recommandations concernant la gestion des rémanents et (ii) des besoins de suivi et de recherche. La 2^{ème} partie du rendu est composée de cinq rapports scientifiques et techniques qui analysent plus en détail la thématique de la fertilité et les documents techniques de gestion (guides) des rémanents à l'étranger.

Les rémanents et leur utilisation actuelle

4. Les « rémanents forestiers » se définissent comme l'ensemble des éléments qui restent sur le parterre de coupe, après exploitation. Au sens strict, il s'agit principalement des menus bois (< 7 cm), mais aussi des branches de diamètre > 7 cm non valorisées au moment de l'exploitation, des chutes et rebus divers, voire des petites tiges de diamètre non marchand mais coupées pour raison sylvicole. Le sens élargi associe les souches, potentiellement valorisables à des fins énergétiques, et le feuillage, susceptible d'être exporté dans certaines conditions d'exploitation bien qu'il ne présente pas d'intérêt énergétique et déprécie même la qualité de la biomasse énergie produite (risque de compostage, taux de fine et de cendre élevés).
5. La récolte de menus bois n'est que rarement un objectif en tant que tel dans les systèmes d'exploitation actuels : il y a en effet peu de chantiers où l'on récolte le menus bois séparément des autres produits (bois d'œuvre, bois d'industrie). De fait, de tels chantiers sont très souvent non rentables. Ils peuvent éventuellement le devenir dans le cas d'une exploitation combinée des tiges et houppiers (arbres entiers) qui simplifie les opérations d'exploitation forestière et en réduit les coûts d'exploitation. Bien entendu, la hausse du prix d'achat de la biomasse énergie, a une influence sur le seuil de rentabilité de ces opérations.
6. Le volume de rémanents actuellement mobilisé en France est mal connu, notamment en raison de la diversité des modes de récolte (de l'auto-consommation à la filière organisée). Les menus bois ne représentent qu'une petite fraction (estimée à moins de 10 %) de la ressource utilisée pour la production des plaquettes forestières. Les sources principales pour la production de plaquettes sont les arbres entiers de faible dimension (1^{ères} éclaircies), les cimes des coupes finales de futaie (les grosses branches fournissent la majeure partie du volume dans ce cas). L'augmentation de la production de plaquettes repose actuellement sur la mobilisation de (vieux) taillis et TSF ; pour la forêt publique la mobilisation des menus bois constitue le principal gisement additionnel pour l'approvisionnement futur en bois énergie.
7. Sur les chantiers d'exploitation de rémanents ayant fait l'objet d'évaluations quantitatives environ 60 % du volume de rémanents est effectivement exporté, 40 % restant donc sur site. Ces proportions peuvent varier selon les modes d'exploitation, types de peuplements et pièces de

bois considérées ; toutefois, les connaissances disponibles sur ces variations restent très lacunaires. La part d'écorce dans le volume de rémanents exporté varie fortement selon les modes d'exploitations, et le type de machine employé.

Les impacts potentiels de l'exportation de rémanents sur la fertilité

8. Une méta-analyse¹ basée sur 230 articles scientifiques identifiés au niveau mondial, soit 749 cas d'étude (306 sur feuillus, 434 sur résineux, 9 sur des mélanges feuillus résineux), a montré que la nature des compartiments exportés et le stade de développement des arbres influencent les quantités de biomasse et de nutriments exportés bien davantage que l'essence. L'exportation de feuillage a un impact beaucoup plus marqué que l'exportation des menus bois seuls. Ce travail a permis une compilation actualisée des relations entre minéralomasse et biomasse du bois fort disponibles. Pour différentes essences, des équations sont proposées pour estimer les ordres de grandeur des exportations de minéralomasses en fonction des scénarios de récolte.
9. La méta-analyse indique que la récolte de rémanents entraîne une modification des communautés microbiennes et de l'activité biologique des sols ainsi qu'une baisse de matière organique, et donc de carbone, et des stocks de nutriments des sols. Les effets sont plus marqués lorsque le feuillage des arbres est exporté. Le statut nutritif des arbres n'est en général pas affecté mais il existe des cas avérés de stress nutritionnels. Une baisse modérée des performances de croissance des arbres (environ 3-7 % en hauteur et en diamètre) est observée à nouveau en cas d'exportation du feuillage. La diminution n'est pas systématique et il n'a pas été possible de mettre en évidence quels types d'écosystèmes étaient les plus sensibles. Les effets à long terme sur la productivité sont mal cernés faute de données, mais un effet cumulatif de récoltes successives est probable. On note la quasi-absence de données françaises sur ces « impacts » (alors que les données sur l'exportation de minéralomasses sont nombreuses).
10. La correspondance entre les seuils de pH et ceux basés sur les formes d'humus proposée par le guide ADEME n'est pas vérifiée par l'étude des inventaires nationaux de sols et peut mener à des erreurs de diagnostic pour la sensibilité des sols aux exportations de rémanents. Cette étude n'a pas permis de montrer une pertinence supérieure de l'utilisation du taux de saturation en cations basiques (rapport S/T) par rapport au pH pour caractériser de manière simple la sensibilité des sols à l'exportation de rémanents. De façon pragmatique, il est proposé de conserver les seuils de la variable pH du guide ADEME pour diagnostiquer grossièrement la sensibilité des sols à l'export de rémanents. L'étude des liens entre formes d'humus, seuils de pH et climat reste un axe de travail important, pour évaluer les possibilités d'utilisation des formes d'humus comme critère de diagnostic.

Les effets potentiels sur la biodiversité

11. Les rémanents constituent un habitat et/ou une ressource pour de nombreuses espèces. Les espèces saproxyliques (principalement insectes, champignons et lichens) ont, par définition, un lien trophique direct avec ce bois mort au sol. D'autres espèces s'appuient sur les rémanents comme structure (architecture, aspects micro-climatiques, protection physique). Bien plus que le volume total disponible, la diversité des pièces de bois au sol est le déterminant majeur de la diversité des espèces associées car chaque type de pièce de bois est le support de cortèges originaux. Cette biodiversité associée aux rémanents constitue à son tour une ressource pour les niveaux trophiques supérieurs (oiseaux, carnivores). Par ailleurs, le bois mort au sol joue un rôle majeur dans le fonctionnement de la biodiversité du sol (champignons, faune du sol). L'extraction des rémanents pourrait ainsi impacter l'ensemble de la biodiversité associée, mais les études en contexte tempéré sont trop rares et ponctuelles pour dégager des tendances générales.
12. Les techniques de mobilisation des rémanents sont aussi sources d'impacts importants pour la biodiversité forestière. Le stockage des rémanents et souches en forêt peut engendrer un effet de « puits écologique » (attirer massivement les espèces sur une structure destinée à être détruite), les éventuels passages d'engins supplémentaires sont sources de perturbations accrues (dégradations des structures en décomposition, tassement des sols). La plupart des connaissances sur les relations rémanents-biodiversité sont issues des forêts scandinaves et canadiennes. Les fortes divergences de fonctionnement, patrimoine et paysage entre les milieux boréaux et les écosystèmes tempérés rendent les extrapolations sujettes à caution. Si les

¹ démarche statistique combinant les résultats d'une série d'études indépendantes sur un problème donné (wikipedia.fr)

mécanismes écologiques varient peu d'un contexte à l'autre, la nature et la magnitude des impacts ne doivent pas être transposées. L'état des connaissances disponibles ne permet pas de statuer sur des seuils et stratégies de prélèvement de rémanents pour lesquels les impacts sur la biodiversité seraient minimisés. Sur la base des mécanismes connus, quelques propositions de bonnes pratiques relatives au zonage des extractions (ex : cibler l'extraction des souches dans les parcelles où les champignons pathogènes sont présents), au stockage des rémanents avant export (ex : maintenir une partie de ce qui a été stocké) et au maintien d'une diversité maximale des pièces de bois (taille, essence, stade de décomposition) peuvent être formulées.

13. Les connaissances très partielles en zone tempérée nécessiteraient des études sur les divers groupes ciblés d'après les mécanismes évoqués. La conservation des espèces associées doit s'envisager à la lumière d'une possible dette d'extinction (rémanence des impacts des pratiques anciennes) et réciproquement d'un retard de restauration (temps pour que les mesures de conservation montrent leurs effets). Enfin, la conservation de la biodiversité associée au bois mort doit s'envisager à l'échelle des paysages, par un bilan entre l'export de rémanents et des mesures de conservation sur certaines zones : génération accrue de bois mort au sol par augmentation des fréquences spatiales et temporelles d'exploitation, mesures de conservation du bois mort, mise en place de peuplements en libre évolution et à âge d'exploitabilité reculé,....

Les recommandations préconisées à l'étranger

14. Une recherche bibliographique concentrée, pour des raisons linguistiques, sur les pays anglophones, et complétée par quelques contacts avec des experts, a montré qu'il existe de nombreux documents comportant des recommandations pour la gestion des rémanents à l'étranger. Parfois, il y a plusieurs générations de guides pour un même pays, et il peuvent concerner différentes échelles géographiques emboîtées au sein de ces pays. De manière générale, les documents ont rarement un caractère normatif (il semble y avoir quelques exceptions comme dans les forêts publiques du Royaume-Uni). Les recommandations qualitatives dominent largement : des indicateurs précis de fertilité et des informations relatives à la gestion des rémanents au cours de la vie du peuplement semblent faire pratiquement défaut. Cette information qui peut paraître surprenante dans la mesure où elle place le guide ADEME parmi les plus « précis » mériterait d'être discutée avec un certain nombre d'experts étrangers. De même, les liens entre ces recommandations (qualitatives) des guides étrangers et les bases de la certification dans les mêmes pays mériteraient une investigation complémentaire.

La problématique du retour en forêt des cendres de bois

15. La question de l'usage des cendres de bois pour des amendements/fertilisation en forêt émerge en France en lien avec les prévisions d'augmentation quasi exponentielle de l'utilisation de bois pour la production d'énergie. L'intérêt général est la fois de valoriser un déchet et de s'inscrire dans une stratégie d'économie circulaire. Sur un plan agronomique, les cendres sont assimilables à un amendement minéral basique mais elles ne contiennent pas d'azote. Elles peuvent constituer une solution de compensation des nutriments exportés avec l'exploitation de la biomasse (cas en Suède : compensation apportée aux plantations après exportation totale de la biomasse à la coupe finale), mais aussi restaurer des sols acidifiés (avec des mélanges possibles cendre-dolomie comme dans le Land allemand du Bade-Wurtemberg), voire accroître la productivité forestière (objectif en Finlande) avec, dans certains cas, une amélioration concomitante de l'état de santé des peuplements. Ces effets positifs ne sont cependant pas systématiques. Plusieurs études rapportent une absence d'effet voire des effets négatifs sur la croissance des arbres, souvent en lien avec la limitation de l'azote du sol..
16. Dans tous les cas, le conditionnement des cendres est essentiel pour apporter des cendres sous forme stabilisée et permettre une libération progressive des éléments, qui est recherchée en forêt. Dans le cadre d'apports modérés et raisonnés sur une rotation de peuplements, les risques de contamination par les métaux lourds restent en général faibles du fait de l'augmentation parallèle du pH du sol. La pollution des eaux par les métaux lourds n'a pas été documentée, mais il faut prêter attention aux risques de lessivage rapide après épandage de cendres. Les impacts sur l'activité biologique du sol et des différents compartiments de l'écosystème forestier (communautés microbiennes, végétation du sous-bois, bryophytes, lichens, champignons, petits mammifères, oiseaux...) sont liés principalement aux mécanismes de restauration de la fertilité, et augmentent avec la quantité de cendres épandues. Les risques éventuels encourus par certaines espèces patrimoniales mériteraient être précisés.

17. Des filières de recyclage des cendres pour des épandages forestiers ont été mises en place dans quelques pays (Suède, Finlande, Autriche, certains Länder allemands). Elles ont nécessité des travaux de R&D, une réglementation ad'hoc, un recours à des subventions dans certains cas, et la prise en compte de l'acceptabilité sociale de ces pratiques. Malgré un relatif développement de ces pratiques à l'étranger, on constate un défaut d'analyses économiques disponibles sur ce sujet. L'utilisation des cendres dans les systèmes de cultures (semi-) dédiées biomasse est également étudiée. Les labels de certification PEFC ou FSC autorisent des pratiques de recyclage de cendres de bois en forêt dans les pays nordiques et en Autriche². En France, les cendres sont classées dans les déchets par la réglementation, ce qui proscribit leur épandage en forêt. Dans le même temps, la réglementation incite à la valorisation des cendres de biomasse propre (révision en 2013 des réglementations ICPE 2910 A autorisation et déclaration) ouvrant plus largement la possibilité à des plans d'épandage en agriculture et en forêts exploitées. PEFC France n'a pas de recommandation particulière sur le sujet.

Pistes de recommandations

18. Les pistes de recommandations concernent en priorité les gestionnaires forestiers. Dans le domaine de la fertilité minérale, en dépit du fait que les acquis et les progrès récents de la connaissance scientifique sont importants, l'heure n'est pas encore à des normes chiffrées et strictes, et les recommandations resteront dans le futur proche essentiellement qualitatives. La situation des différents compartiments potentiellement ciblés par des recommandations est très variable : le feuillage est le compartiment qui a le plus d'impact et dont il faut limiter au maximum l'exportation (récolte hors feuille ou séchage). Même s'il est sans intérêt pour les opérateurs, il peut être une récolte fatale à limiter dans la vie du peuplement et selon la sensibilité des sols ; les menus bois ont une concentration plus forte en éléments minéraux que le reste du bois, mais représentent une faible part de la biomasse totale récoltée, sauf dans le cas des premières éclaircies, où il convient à nouveau d'adapter la récolte à la sensibilité du sol.
19. Dans le domaine biodiversité, une attention particulière devrait être portée à la récolte des rémanents dans les zones faisant l'objet de mesures de protection et présentant des caractéristiques temporelles (forêts anciennes) ou spatiales (fragmentation du milieu) spécifiques, à la possibilité d'intégrer la quantité de bois mort restant sur coupe parmi les objectifs de gestion, à la diversité des pièces de bois mort au sol, à la possibilité de ne pas exporter l'intégralité des rémanents stockés pour relargage des éléments nutritifs.

Pistes de recherche et de suivi

20. Les fortes incertitudes sur l'importance des effets, et l'absence de recommandations de gestion très précises militent pour la mise en œuvre d'un suivi continu en forêt et de recherches adaptées aux questions posées. Il est préconisé de concevoir et de mettre en œuvre un observatoire des pratiques de récolte de bois-énergie qui, selon des procédures explicites, permettrait d'appréhender au mieux l'évolution des techniques mises en œuvre. Les recherches dans le domaine de la fertilité des sols doivent se poursuivre sur les questions de sensibilité et résilience d'un écosystème forestier à la récolte de rémanents, et la mise au point d'indicateurs robustes et fiables. Pour une utilisation éventuelle des cendres en forêt, il s'agira d'acquérir des références agronomiques en élargissant le réseau de dispositifs expérimentaux forestiers, et de développer des approches socio-économiques et des outils d'aide à la décision. Dans le domaine de la biodiversité, les études rétrospectives sur les effets à long terme des récoltes de bois énergie restent rares et les recherches sur les impacts des pratiques ponctuelles sur la biodiversité encore déficitaires, notamment s'agissant des aspects fonctionnels et de la fourniture de services écosystémiques. La réponse de différentes communautés aux pratiques de récolte accrue de biomasse forestière, y compris l'extraction de souches, aux passages d'engins et, éventuellement, aux apports de fertilisants mériterait davantage d'investigations. La gestion conservatoire de la biodiversité associée au bois mort est un champ à investir au moyen d'études de génie écologique (ex. gestion des piles de rémanents en forêt) et d'approches intégrant les pertes liées à la récolte de rémanents et les bénéfices procurés par les mesures prise en faveur des structures âgées et sénescentes

² Cependant, la construction des référentiels est par définition liée aux rapports de force entre acteurs.

PARTIE 1.

RAPPORT DE SYNTHESE

CHAPITRE 1. CONTEXTE GENERAL, PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS

Guy Landmann et Cécile Nivet, Ecofor

1. Contexte général

1.1 Des objectifs ambitieux de développement du bois-énergie

Avec la montée en puissance des préoccupations relatives à la lutte contre l'effet de serre et à l'épuisement des ressources fossiles, l'attention se porte aujourd'hui plus qu'hier sur la forêt et le bois. Poussée par ses engagements politiques – « Paquet Énergie Climat » au niveau européen, plan d'action national en faveur des énergies renouvelables, *etc.* –, la France s'est dotée de plusieurs outils (Fonds Chaleur, Programme 1000 chaufferies, Appels à projets de la Commission de Régulation de l'Énergie) visant à stimuler la demande de bois pour la production d'énergie. Pour atteindre l'objectif des 23 % d'énergies renouvelables, la part de bois-énergie dans le mix énergétique total devrait ainsi passer de 4 % à 10 % d'ici à 2020.

Même si les objectifs à horizon 2020 seront difficiles à atteindre, la part du bois dans le bouquet des énergies renouvelables augmentera fortement et durablement au cours des années à venir, en substitution à des sources d'énergie fossile (charbon, pétrole, gaz).

1.2 Un engagement à produire/prélever plus de bois tout en préservant les écosystèmes forestiers

Une mobilisation supplémentaire de bois sera nécessaire pour répondre à une demande croissante. Cela suppose des inflexions, voire des ruptures dans la manière de gérer. Des options sylvicoles ont déjà été prises ou sont envisagées à court et moyen termes pour augmenter l'offre de bois en :

- accélérant l'exploitation des ressources déjà accessibles,
- en rendant accessibles de nouvelles, par exemple par le développement de réseaux de dessertes,
- mobilisant des compartiments peu exploités, parmi lesquels les résidus d'exploitation forestière, couramment désignés par le terme de « rémanents ».

Ces différentes évolutions de la gestion forestière doivent s'inscrire dans le cadre de la **gestion durable et multifonctionnelle des forêts**, pilier de la politique forestière française³. Les forêts

³ Loi d'orientation sur la forêt du 9 juillet 2001 : Art. L. 1er. – *La mise en valeur et la protection des forêts sont reconnues d'intérêt général. La politique forestière prend en compte les fonctions économique, environnementale et sociale des forêts et participe à l'aménagement du territoire, en vue d'un développement durable. Elle a pour objet d'assurer la gestion durable des forêts et de leurs ressources naturelles, de développer la qualification des emplois en vue de leur pérennisation, de renforcer la compétitivité de la filière de production forestière, de récolte et de valorisation du bois et des autres produits forestiers et de satisfaire les demandes sociales relatives à la forêt.*

produisent du bois et procurent en outre aux sociétés humaines des ressources, des biens et des services de nature variée (ex : ressources alimentaires, régulation du climat, fonction paysagère et récréative). Elles constituent également l'habitat naturel d'une importante communauté biologique et sont considérées comme des zones refuges pour certaines espèces.

L'accord signé en 2007 dans le cadre du Grenelle de l'environnement par France Nature Environnement (FNE), la Fédération des communes forestières (FNCOFOR), l'Office national des forêts (ONF) et la Fédération nationale des forestiers privés de France (FPF) en 2007 et visant à « produire plus de bois tout en préservant mieux la biodiversité forestière, dans une démarche territoriale concertée et dans le respect de la gestion multifonctionnelle des forêts » concerne les différentes formes de prélèvements supplémentaires de bois, et donc les rémanents forestiers.

2. La problématique de l'utilisation des rémanents forestiers

2.1 Une ressource additionnelle possible

Pour répondre à l'augmentation de la demande de bois énergie sans concurrencer les autres usages, diverses pistes sont envisagées telles que les sylvicultures à vocation énergétique (par exemple les taillis à courte rotation) et la valorisation de gisements non exploités dans les forêts gérées de manière « traditionnelle », avec une vocation dominante pour la production de bois d'œuvre.

Parmi ces gisements potentiellement disponibles, les rémanents d'exploitation furent abondamment récoltés par le passé et le sont toujours ponctuellement pour l'usage des particuliers. La possibilité de développer aujourd'hui leur mobilisation apparaît comme une piste a priori intéressante pour la production d'énergie. Plusieurs études d'évaluation de la ressource disponible en bois-énergie ont été menées ces dernières années qui aboutissent à des estimations variées. Les études nationales commandées par le ministère en charge de l'agriculture (Ginisty *et al.*, 2009) et l'ADEME (Colin *et al.*, 2009) estiment les volumes supplémentaires réellement mobilisables en *menus bois*⁴ entre 4 et 6 Mm³/an⁵ pour l'une, et à 8,8 Mm³/an pour l'autre, en grande majorité feuillue. Pour diverses raisons techniques et économiques, ce compartiment est plus difficile à mobiliser que celui récolté sous l'appellation de Bois Industrie /Bois Energie (BIBE).

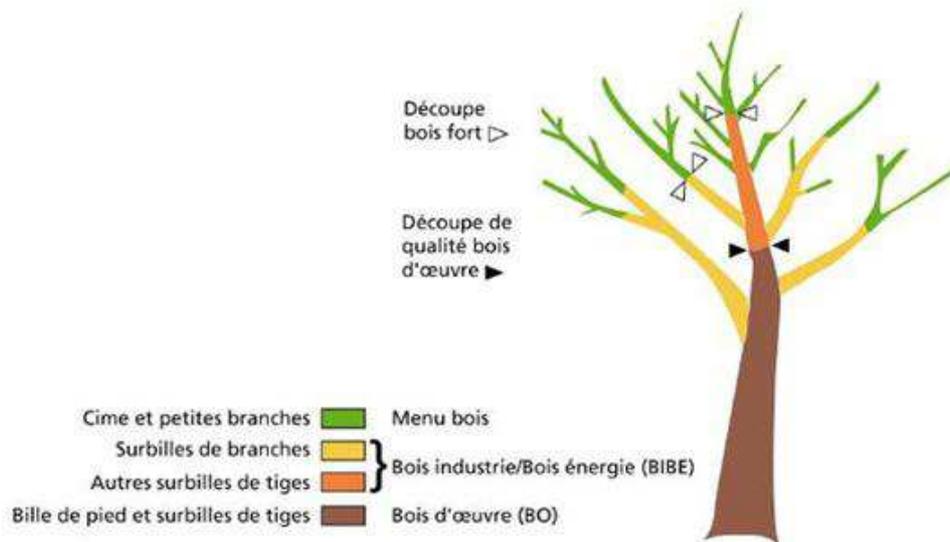


Figure 1 : Localisation des compartiments de biomasse dans l'arbre Source:Colin *et al.*, 2009

⁴ Depuis 2009, le compartiment menu bois (MB) est défini par l'ADEME comme l'ensemble de la biomasse de la tige et des branches comprise dans les bois de diamètre inférieur à 7 cm (cime et petites branches). Autre appellation pour ce compartiment : bois de diamètre fin bout inférieur à 7 cm potentiellement valorisables en énergie (plaquettes, granulés). Source : Colin *et al.* (2009).

⁵ Cette estimation repose sur des hypothèses relatives aux contraintes techniques (niveau d'exploitabilité, difficultés de récolte et pertes à l'exploitation), environnementales (sensibilité des sols aux exportations minérales) et économiques (coût d'exploitation).

2.2 Des conséquences environnementales potentielles de divers ordres

La valorisation de cette ressource additionnelle comporte des conséquences potentielles sur les écosystèmes forestiers, notamment sur :

- une perte de fertilité des sols forestiers et une réduction de la production forestière : ces risques concernent les stations pauvres sur lesquelles l'intensification des prélèvements peut perturber les cycles biogéochimiques via l'exportation d'éléments minéraux supplémentaires, dont la concentration est plus forte dans les menus bois. La récolte des rémanents peut entraîner un tassement supplémentaire des sols sensibles.
- une atteinte à la biodiversité : le bois mort au sol qui trouve en partie sa source dans les rémanents constitue l'habitat de nombreuses espèces, et les changements de propriété du sol (physiques et chimiques) ont un impact sur la biodiversité du sol.

2.3. Un guide d'aide à la gestion des rémanents à réviser et compléter

Consciente des enjeux environnementaux liés au développement du bois énergie, l'ADEME a commandé un travail sur « **la récolte raisonnée des rémanents en forêt** » qui a été publié en 2006 sous la forme d'un **guide** à destination des gestionnaires forestiers (Cacot *et al.*, 2006) qui propose :

- de déterminer la sensibilité du sol à la récolte des rémanents à partir de quelques critères simples de terrain (texture, pH et type d'humus),
- des mesures techniques pour préserver la fertilité de sols,
- des préconisations en matière de compensation (fertilisation, amendement).

Facile d'utilisation, ce guide a suscité un certain nombre de critiques, notamment sur la pertinence des **critères utilisés et des seuils de sensibilité appliqués**. Par ailleurs aucun élément ne concernait à l'époque de recommandation relative à la préservation de la biodiversité, alors que des engagements forts ont été actés depuis (Stratégie nationale de la biodiversité, accord au sein des acteurs forestiers lors du Grenelle de l'environnement sur « produire plus tout en préservant mieux »). Enfin la littérature scientifique et technique a produit nombre de connaissances sur ces sujets, un travail de synthèse est nécessaire pour actualiser les éléments de réflexion.

2.4 Références bibliographiques

Cacot E., Eisner N., Charnet F., Leon P., Ranger J., 2006. La Récolte raisonnée des rémanents en forêt. ADEME, Collection *Connaître pour agir*, 36 p.

Colin A., Barnérias C., Salis M., Thivolle-Cazat A., Coulon F. et Couturier C., 2009. *Biomasse ligneuse forestière, populicole et bocagère disponible pour l'énergie sur la période 2006-2020*. Rapport tech., ADEME/FCBA/ IFN/ Solagro, 74 p. + annexes.

Ginisty C., Chevalier H., Vallet P., Colin A., 2009. – *Évaluation des volumes de bois mobilisables à partir des données de l'IFN nouvelle méthode*. Actualisation 2009 de l'étude « biomasse disponible » de 2007." Rapport technique Cemagref/IFN/DGFAR. n° E 10/08 du 19 juin 2008, 60 p.

3. Objectifs du travail, contours thématiques et démarche

3.1 Objectifs

Le projet RESOBIO a pour objectifs :

- d'**actualiser les connaissances** disponibles au niveau international – avec un focus sur les zones tempérées – sur les conséquences potentielles du prélèvement des rémanents forestiers dans le domaine de la fertilité et de la biodiversité.
- d'ouvrir, par l'identification de **pistes de recommandations**, la voie à une révision du guide de l'ADEME (2006) sur la « *récolte raisonnée des rémanents en forêt* ».

3.2 Démarche conceptuelle

Le cadre conceptuel de la démarche s'inscrit dans le modèle DPSIR (Forces motrices-pressions-état-incidence-réponses) (voir fig. 1) repris ici du rapport Bio2 (Landmann *et al.*, 2009),

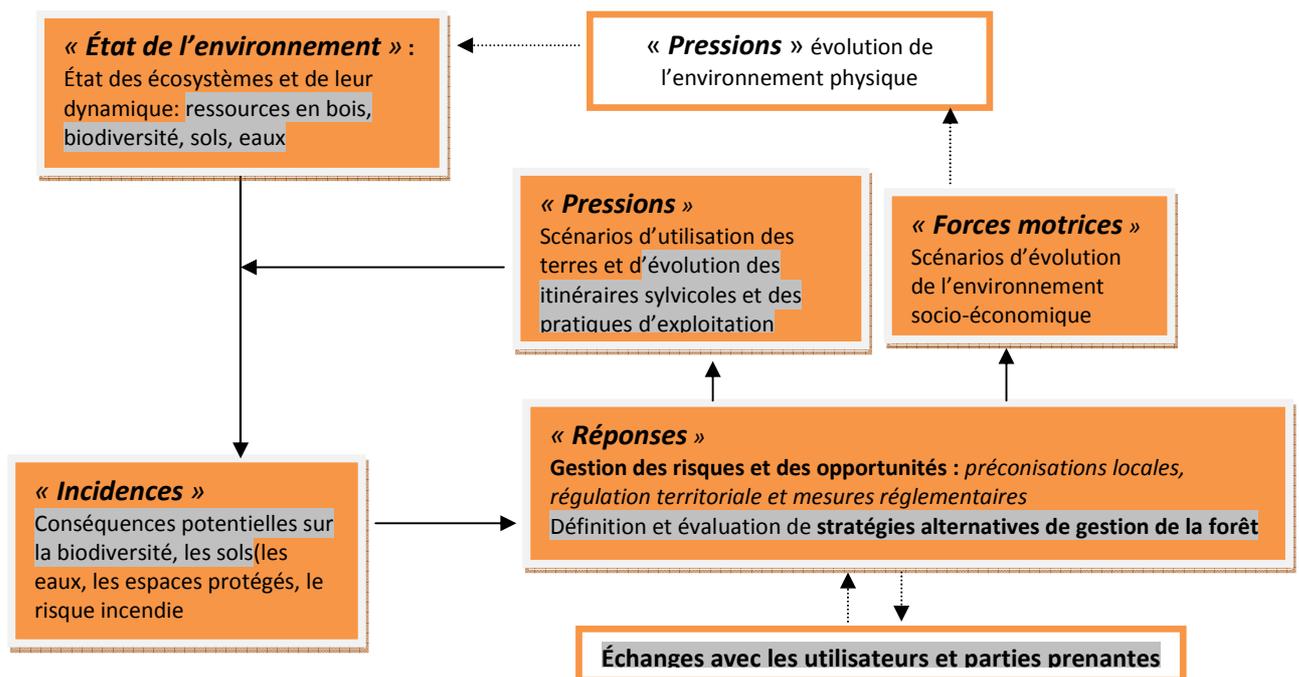


Figure 2 Démarche « Forces motrices-Pression-Etat-Incidences-Réponses » (en anglais : DPSIR) suivie dans l'étude Bio2 et reprise dans l'étude Resobio (encadrés colorés/non colorés : questions traitées/non traitées dans l'étude Bio2, Landmann *et al.*, 2009 ; surlignage gris : points traités dans Resobio)

L'analyse se restreint ici aux composantes : « pressions » liées à l'utilisation des rémanents forestiers, « état » des sols et de la biodiversité, « incidences » sur la qualité des sols et la biodiversité, « réponses » par la définition de stratégies alternatives (gestion des rémanents, restauration), d'où « pressions » modifiées, etc., selon le principe de la gestion adaptative.

3.3 Structuration du document

Un **rapport de synthèse** constitue la première partie du document. Il vise à rapporter les résultats autour d'une vingtaine de **questions** d'utilisateurs (ou formulées à partir de leurs préoccupations) sur i) la nature des bois utilisés pour la production d'énergie et la place des rémanents, ii) les conséquences de ce type de prélèvement pour la fertilité et la productivité, iii) les effets sur la biodiversité. Des **pistes de recommandations** de gestion des rémanents et des **besoins de suivi et de recherche** complètent le rapport.

Cinq rapports scientifiques et techniques constituent la 2^{ème} partie du rapport. Ces rapports analysent en détail la thématique de la fertilité (3 rapports), un donne les éléments rassemblés sur la thématique biodiversité tandis que le dernier donne un aperçu des guides de gestion des rémanents identifiés à l'étranger.

3.4 Références bibliographiques

Landmann G., Gosselin F., Bonhême I. (coord.), 2009. Bio2, *Biomasse et biodiversité forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*. Paris, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer – Ecofor, 210 p.

CHAPITRE 2. GOUVERNANCE DU PROJET

Cécile Nivet et Guy Landmann, Ecofor

1. Données administratives

Date de notification : 27 avril 2012 (ADEME) et 28 juin 2012 (Ministère de l'agriculture)

Durée de la convention : 15 mois (ADEME) et 18 mois (Ministère de l'agriculture)

Coût total du projet : 97 845 euros

Subvention ADEME : 58 495 euros

Subvention Ministère de l'agriculture : 15 000 euros

Autofinancement : 24 349 euros

Le coût du projet ne comprend pas l'apport en temps de travail des personnels permanents des différents organismes; les experts ont consacré chacun à cette étude, entre quelques jours jusqu'à 2 mois. Une estimation grossière conduit à multiplier par environ trois le coût « total » affiché ici.

2. Gouvernance du projet

Elle s'est organisée à trois niveaux :

Le Comité de pilotage composé des bailleurs de fond (ADEME et Ministère de l'agriculture), du ministère en charge de l'écologie et du GIP Ecofor. La liste de ses membres est la suivante :

- Caroline Rantien et Jérôme Mousset (ADEME)
- Laurent Charasse puis Lise Wlerick (Ministère de l'agriculture)
- Jean-Paul Torre (Ministère de l'écologie)
- Guy Landmann et Cécile Nivet (GIP Ecofor)

L'équipe projet en charge de l'animation des travaux et de la rédaction. L'animation scientifique et technique revient au GIP Ecofor. Les experts ayant rejoint l'équipe projet ont pour mission d'appuyer et d'alimenter le contenu de l'expertise et, dans certains cas, de rédiger des contributions. Cette équipe s'est étoffée au fil de l'étude.

Coordonné par Guy Landmann et Cécile Nivet (Ecofor), l'équipe constituée était composée de 11 personnes : Laurent Augusto, INRA-TCEM, Jacques Ranger et, Laurent Saint-André, INRA-BEF, Maryse Bigot et Daniel Michaud, FCBA, Vincent Boulanger, Alain Brêthes, Christine Deleuze, Noémie Pousse et Claudine Richter, ONF R&D, auxquels il faut ajouter deux chargés de mission : David

Achat, chargé de mission Ecofor (CDD, 8 mois), Anne-Sophie Cabral, chargée de mission Ecofor (auto-entrepreneur, 4 mois)

Au cours du travail, divers **experts** ont été associés : Alain Bailly, Emmanuel Cacot, Jean-Yves Fraysse et Alain Thivolle Cazat, FCBA, Sophie Cornu, Gwénaelle Gibaud, Hanitra Rakotoarison et Erwin Ulrich, R&D ONF, Benoit Fraud, ONF Energie, Yves-Marie Gardette, Direction du Développement ONF, Tammouz-Eñaut Helou, FNEDT, Sophie Pitocchi et Caroline Vivancos, UCFF, Bernd Zeller, INRA-BEF.

Le Comité technique est composé de l'ensemble des **parties prenantes** : les gestionnaires et les experts forestiers, les industriels de la filière bois, les associations/ONG et les organismes de certification. Les parties prenantes ont pris une part très active dans ce projet et elles ont été associées à la réflexion tout au long de la démarche

Liste des organismes membres présents au moins à une des réunions du « comité technique » des partenaires est la suivante :

- Centre National de la Propriété Forestière, CNPF
- Fédération Française des Producteurs de Pâtes de Celluloses, FFPPC
- Fédération nationale du bois, FNB
- Fédération nationale des communes forestières, FNCOFOR
- Fédération nationale entrepreneurs des territoires, FNEDT
- Forestiers privés de France, FPF
- Forest Stewardship Council, FSC
- France Nature Environnement, FNE
- Institut Technologique Forêt Cellulose Bois-construction Ameublement, FCBA
- Institut du Développement forestier, IDF
- Office National des Forêts, ONF
- Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes, PEFC
- Smurfit Kappa Comptoir du pin
- Société forestière de la Caisse des Dépôts et de Consignation, CDC
- Syndicat des énergies renouvelables, SER
- Union de la coopération forestière française, UCFF
- Union internationale de la conservation de la nature, UICN

3. Déroulement de l'étude

Nous donnons ici brièvement la chronologie des principales réunions.

- **5 avril 2012 : réunion préparatoire de la partie de l'équipe projet spécialisée « fertilité »**
Premier point sur la contribution de l'apport de l'approche biogéochimiques au débat sur la gestion raisonnée des rémanents
- **6 avril 2012 : réunion téléphonique du comité de pilotage du projet** (réunion à caractère informelle dans l'attente de la notification du contrat ADEME-Ecofor)
Discussion de la pertinence des trois « niveaux » de contribution du projet ; synthèse de connaissances, identification de besoins de recherche et de pistes de recommandations, et (co-produit) incubation de projets en lien avec le thème traité⁶. Validation du recrutement d'un

⁶ A ce titre, on peut signaler que les experts de RESOBIO sont porteurs de plusieurs propositions dans le cadre de l'appel d'offres REACTIF (REcherche sur l'Atténuation du Changement ClimaTique par l'agriculture et la Forêt) de l'ADEME en juin 2013.

CDD pour conduire l'analyse des résultats de recherche sur l'incidence des modalités de gestion des rémanents sur les sols et la productivité des peuplements forestiers.

- **2 juillet 2012 : 1^{ère} réunion du comité technique**

Les acteurs de la filière forêt-bois et de l'environnement ont précisé aux membres du Comité de pilotage et de l'équipe projet leurs positions et attentes relatives à la récolte des rémanents, et identifier les points qu'il serait intéressant d'évaluer, dans le cadre du projet RESOBIO.

- **1^{er} octobre 2012 : 2^{ème} réunion d'avancement de l'équipe projet**

Point sur l'avancement de l'ensemble des travaux, programmation des travaux encore à conduire. Confirmation de l'intérêt de faire une étude spécifique sur la gestion des rémanents (guides) à l'étranger, et d'un travail sur l'intérêt du retour de cendres (analyse bibliographique et benchmarking). Demande d'un avenant (5 mois) et d'une réaffectation d'une partie des moyens disponibles aux tâches sus-mentionnées.

- **29 octobre 2012 : réunion (téléphonique) des experts « biodiversité » de l'équipe projet**

Le plan et le contenu de cette partie sont précisément discutés et arrêtés.

- **19 et 21 février 2013 : point d'étape (visioconférences) avec l'équipe projet**

- **27 mars 2013 : 2^{ème} réunion du comité technique**

Echanges avec les partenaires sur un point intermédiaire des résultats.

- **30 mai 2013 : réunion d'experts**

Nature et la proportion des rémanents dans la production de plaquettes forestières.

- **7 octobre 2013 : 3^{ème} réunion du comité technique**

Restitution et discussion des travaux.

CHAPITRE 3.

REPONSES AUX QUESTIONS POSEES

1. Nature, importance et conditions de mobilisation des rémanents

Guy Landmann, Ecofor, Alain Thivolle Cazat, FCBA, Christine Deleuze, ONF, Anne-Sophie Cabral, Ecofor, avec les contributions de *Maryse Bigot, FCBA, Benoit Fraud, ONF Energie, Yves-Marie Gardette, ONF, Tammouz Eñaut Helou, FNEDT, Sophie Pitocchi, UCFE*

1.1. Comment peut-on définir les rémanents forestiers ?

Par **rémanents forestiers**, on comprend l'ensemble des **résidus d'exploitation** généralement laissés sur le parterre des coupes tout au long de la vie d'un peuplement. Les difficultés à définir précisément les rémanents tiennent à la variété des compartiments des arbres concernés, qui, selon les auteurs, font ou non partie des « rémanents », et au fait que la nature des compartiments récoltés varie selon les contextes étudiés et au fil du temps, donc que la nature de ceux laissés sur coupes varie en sens inverse.

Les rémanents correspondent finalement assez bien à ce qui n'a pas de marché. Il peut, selon le contexte englober :

- les **menus bois** (diamètre inférieur à 7 cm), actuellement le plus souvent laissés sur coupes (ce qui n'était pas le cas il y a quelques décennies) à l'exception des régions où la demande en bois de feu est très forte (notamment exploitation par les particuliers pour leur propre consommation) ;
- les **branches de diamètre supérieur à 7 cm**, ou une fraction d'entre elles si elles ne sont pas valorisées autrement. En forêt publique, le cahier des clauses générales de ventes de bois stipule une récolte complète des tiges et branches jusqu'à la découpe fin bout de 7 cm, donc ces branches ne sont par définition pas considérées comme des "rémanents" (au sens laissés sur coupe);
- les **chutes et rebus** divers (égobelage⁷, découpes à longueur, purges...) et tout ce qui ne peut être commercialisé en bois industrie ou bois de feu ;
- les **petites tiges** qui n'ont pas le diamètre marchand, qu'elles proviennent d'une **éclaircie** ou pas,

On note que deux autres compartiments ne sont pas explicitement regroupés sous le terme de « rémanents », mais sont à prendre en compte dans le cadre des récoltes actuelles :

- le **feuillage**, de manière concomitante, si les récoltes de branches sont faites en feuille (ce qui est toujours le cas pour les résineux hors mélèze)

⁷ nom *masculin* : acte par lequel on élimine les excroissances se trouvant sur le bas du tronc des arbres pour permettre un abattage plus facile.

- les **souches**, compartiment potentiellement valorisable comme ressource énergétique.

Cette distinction entre rémanents *sensu stricto*, souches et feuillage nécessite d'expliciter, selon l'étude, l'objet sous entendu derrière le terme de « rémanents » *sensu lato*.

Finalement, à l'exception du cas des souches, cette définition des rémanents est conforme à celle qui avait été retenue dans l'étude Bio2 (Landmann *et al.*, 2009) : « *les résidus d'exploitation constitués par les branches, bois, purges, débris végétaux divers laissés sur le parterre de coupe après exploitation et vidange des produits marchands. On distingue les gros rémanents (grumes abandonnées, souches, purges, houppiers non démembrés) des petits rémanents (rameaux, branches, écorces, houppiers démembrés)* »

Cette **définition sylvicole et dendrométrique** des rémanents est particulièrement pertinente pour des *analyses écologiques* ; ces pièces de bois mort de diverses tailles et caractéristiques qui restent au sol constituent le substrat de certaines espèces saproxyliques pendant au moins une partie de leur cycle de vie. Il faut cependant intégrer un facteur temps – les coupes successives qui laissent des éléments à lente dégradation – et le fait que divers éléments, et particulièrement des aléas de tous ordres, ajoutent des éléments de substrat. Cette question est discutée Partie 2. Rapport 4, 1 et 2.

1.2 Quelles opérations sylvicoles et quels types de produits fournissent actuellement la plaquette forestière ? Quelle est la part de rémanents dans leur production ?

Potentiellement, tous les compartiments listés au paragraphe 1.1 peuvent être mobilisés dans le cadre d'une diversité d'itinéraires sylvicoles, car en principe tout type de bois peut générer de la plaquette (Laurier 2009). La réalité est, selon les dires d'experts et d'opérateurs, assez différente, mais il n'existe pas de statistiques sur lesquelles s'appuyer.

Pour tenter de dégager un diagnostic partagé, et en l'absence de littérature suffisamment précise sur le sujet, une réunion a été organisée le 30 mai 2013 avec les experts sus-mentionnés. Au cours de cette réunion, ces derniers ont fourni leur analyse des aspects techniques et économiques de la question de la récolte des menus bois dans le contexte français actuel.

Selon les principaux opérateurs de terrain, le principal prélèvement pour les plaquettes se fait lors de **premières éclaircies et des coupes définitives en peuplements résineux**, la récolte par **coupe rase de taillis vieillis** (brins de diamètres variables mais parfois élevés) constituant une troisième source actuellement en progression.

Les méthodes d'exploitation forestière mises en œuvre pour produire la plaquette forestière sont donc en partie les mêmes que celles qui produisent du **bois industrie**, et une partie importante de ce qui est actuellement valorisée en bois énergie correspond aux mêmes produits forestiers que pour le bois industrie. On voit cependant se développer des récoltes dédiées pour le bois énergie avec l'exploitation d'arbres entiers (taillis feuillus, éclaircies pré-commerciales) ou par tronçons d'arbres entiers (troncs + branches + menus bois + feuillages en fonction des essences et des saisons).

Globalement cependant, la part de menus bois dans la production de plaquettes est actuellement très faible, puisqu'elle est estimée par les producteurs de plaquettes au niveau national entre 5 et 10 % en volume. Cette estimation est entachée de diverses incertitudes ; en particulier, la majorité des feuillus est vendue sur pied, et il est difficile d'estimer la proportion d'acheteurs capables d'organiser une valorisation des différents types de produits, dont celui à destination de la production d'énergie. Les achats sur coupe qui donnent lieu officiellement à un circuit de production de plaquettes sont minoritaires.

Il faut souligner la grande difficulté d'évaluer la proportion de la ressource potentielle « menus bois » qui est actuellement utilisée pour produire de la plaquette forestière. A titre indicatif, on peut donner une estimation grossière par le calcul simpliste suivant : si on considère que la demande de plaquettes forestières évaluée à 2 Mm³ (année 2011, Deleuze *et al.*, 2012) n'est satisfaite qu'à 10 % par des menus bois, (soit 200 000 m³), cela représente un taux d'à peine 2 % des 8,8 Mm³ du gisement estimé (Ginisty *et al.*, 2009).

Donc il semble que bien plus qu'un gisement incontournable à exploiter pour lui même, ces menus bois sont plutôt à voir comme une récolte liée à la récolte par ailleurs de BO-BI, voire dans les récoltes dédiées BE de tiges, à la récolte de tiges entières (récolte "fatale" comme exprimée plus loin).

Ce diagnostic mériterait d'être approfondi ; il serait en particulier intéressant de disposer des données en valeur absolue (prélèvements par hectare) au-delà de ces seules estimations en pourcentages. Sans doute aussi y-a-t-il des variations selon les contextes régionaux.

1.3 Comment la récolte des rémanents va-t-elle évoluer avec le développement du bois-énergie ?

La faible part, en France, des rémanents dans la fabrication de plaquettes contraste avec la situation des pays scandinaves; où les menus bois occupent une place plus importante. La variété des types de peuplements et la disponibilité élevée de ressources plus facilement mobilisables que les menus bois semblent expliquer la situation française. En Scandinavie, la politique de développement de l'utilisation de bois énergie est à la fois plus ancienne et plus importante ; elle se traduit alors par une demande plus forte qui entraîne un prélèvement plus important des menus bois et souches.

Le développement du bois énergie ne passera donc pas, au moins dans un premier temps, par des prélèvements systématiques de menus bois. Les principaux facteurs qui conditionnent la récolte des menus bois sont les suivants :

- la dynamique des **autres produits bois**, puisque le bois énergie est en grande partie lié à la récolte des produits bois d'œuvre et bois d'industrie. En particulier, toutes les démarches qui pourront conduire à une augmentation de la production de bois matériau, entraîneront mécaniquement une augmentation des gisements BI et BE accessibles, qui n'auraient pas été valorisés indépendamment.
- dans le même temps, une **concurrence apparaît avec la part de bois d'industrie**, qui peut alimenter la part de bois énergie quand les industries associées sont en difficulté : ce BI représente un potentiel de bois (sous forme de billons) qui pourra être écoulé en bois énergie.
- les possibilités offertes par les **techniques de récolte mécanisée adaptée à la ressource**, qui évoluent rapidement et ont une rentabilité propre ; en particulier le développement de récoltes d'arbres entiers pour les premières éclaircies, entraîne une récolte systématique de menus bois. Ce n'est pas alors l'augmentation de la biomasse par la récolte de menus bois qui est moteur dans le choix, mais la simplification de récolte globale de ces petites tiges.
- la nature des **débouchés** pour les plaquettes (quantité, qualité, prix) et la **rentabilité des opérations**⁸ (qui dépend de l'ensemble du système de production) et l'intérêt (notamment mais pas seulement) économique des propriétaires.

Les phénomènes de transfert entre filières (bois d'œuvre, secteur panneau et papier, bois énergie) pèsent certainement beaucoup dans l'évolution des modalités de production de bois énergie. En tout état de cause, la production de plaquettes forestières pour l'énergie reste modeste par comparaison avec les autres usages du bois, mais la situation va évoluer au cours des années à venir.

1.4. Y-a-t-il un intérêt à étendre la récolte des rémanents au feuillage ?

Notons en préalable que les études de ressource réalisées en France ne comprennent pas le compartiment feuillage, qui n'est pas considéré comme faisant partie (cf. définition donnée en 1.1) de la ressource potentielle « rémanents ».

La récolte des feuilles n'apporte qu'une masse supplémentaire limitée à la récolte des produits principaux (voir Partie 2, Rapport 1, D. Achat,) alors qu'elle entraîne une perte de qualité des plaquettes produites (augmentation du taux de fines⁹ et du taux de cendre). La plaquette contenant du feuillage, de façon générale, est moins bien payée que celle issue de bois rond. Il n'y a donc pas, à l'heure actuelle, d'enjeu particulier sur ce compartiment. Cette situation tient à la nature des plaquettes forestières recherchées par les unités déjà installées en France ; ces dernières demandent des produits calibrés qui ne peuvent inclure les feuilles. Les guides techniques destinés aux producteurs français de plaquettes comportent la préconisation du séchage des branches, afin de faire tomber le feuillage, recommandation que l'on trouve également dans le guide ADEME (2006).

Dans les conditions actuelles, on peut donc considérer qu'il y a une **convergence d'intérêt entre les fournisseurs et consommateurs de plaquettes et les préoccupations écologiques telles que le maintien de la fertilité du sol**. Il faut toutefois être vigilant sur le lieu de séchage des branches pour faire tomber le feuillage. Les arbres peuvent être abattus puis laissés à sécher sur la parcelle avant débardage ou broyage. Dans d'autres cas, ils sont immédiatement débardés après abattage et le séchage, avec la chute du feuillage a lieu bord de route ou sur place de dépôt avant broyage. Dans ce

⁸ Le guide ADEME « plaquettes forestières » (sous presse) intègre des éléments de coût pour différents itinéraires.

⁹ Les fines sont les particules de taille inférieure à 2 mm, résidus des opérations de transformation et de transport du bois

dernier cas, le feuillage (pour les résineux ou feuillus en feuilles) n'est pas broyé mais exporté de la parcelle.

Cette situation n'est pas figée et doit être précisée et actualisée en fonction des différents paramètres :

- émergence d'unités de combustion capables de valoriser des produits comportant une certaine proportion de feuillage (comme il en existe en Scandinavie),
- nécessité de faire deux passages pour laisser des feuillus en feuille ou des résineux toute l'année, perdre leur feuillage sur coupe,
- opérations de récoltes mécanisées dans lesquelles la découpe complémentaire destinée à laisser la cime sur coupe représente une opération complexe (cas des feuillus surtout),
- influence d'un renchérissement éventuel des autres produits (quand le bois rond est consommé par la papeterie et amène les producteurs de plaquettes à recourir à d'autres produits),
- situations où la récolte d'arbres entiers est la règle (quelques unités valorisent les cimes des exploitations par câble en montagne), etc.

Il faut noter par ailleurs que la récolte d'arbres entiers en premières éclaircies ou en éclaircies pré-commerciales permet de trouver un débouché et une rentabilité, et ainsi de réaliser des éclaircies, essentielles pour la conduite des peuplements, interventions qui sont parfois fortement différées actuellement faute d'un coût important.

1.5. Dans quelles conditions le prélèvement des souches est-il pratiqué ?

La récolte des souches est à l'heure actuelle limitée à l'Aquitaine, dans un contexte de forêt cultivée, avec des conditions d'extraction favorables (sols sableux), une ressource en bois limitée suite aux tempêtes de 1999 et 2009, et la présence locale de gros utilisateurs (producteurs de pâte à papier ayant besoin d'un apport important de chaleur pour le processus de fabrication). Ailleurs, l'extraction de souche est actuellement marginale.

Outre leur intérêt éventuel comme source d'énergie, les souches sont prélevées pour des raisons sanitaires (présence de fomes) et surtout technico-économiques, l'export des souches entraînant une réduction des frais de reboisement. On manque cependant d'études plus complètes sur la rentabilité de telles opérations (reposant notamment sur une analyse de cycle de vie). Dans l'hypothèse où des schémas sylvicoles très intensifs devaient émerger au-delà du cas des Landes de Gascogne, la question des souches se posera, car ce compartiment pose problème dans le cas d'un reboisement mécanisé (les scandinaves travaillent actuellement au développement et à la facilitation de cette mécanisation).

1.6. Quelle est l'importance des pertes de matière lors de la récolte de rémanents ?

L'exportation des rémanents, à l'occasion des récoltes n'est jamais exhaustive et une partie plus ou moins importante reste sur la coupe, ce qui constitue une perte pour les opérateurs, mais atténue les risques potentiels. Achat a rassemblé dans son étude (Partie 2, Rapport 1 fig. 2.1.2) l'essentiel des données disponibles, françaises en priorité et à l'étranger à défaut. Les estimations françaises, fournies essentiellement par le FCBA, ont été obtenues dans le cadre de travaux sur Pin maritime dans les Landes de Gascogne, le Douglas en Bourgogne et pour divers feuillus, Châtaignier, Chêne, Hêtre en Midi-Pyrénées et Limousin.

Les taux de récolte moyens sont indiqués, avec une fourchette des valeurs pour les différents compartiments :

- 40-60 % pour les branches des résineux,
- 50-70 % pour les branches de feuillus,
- 30-50 % pour les aiguilles des résineux en l'absence de séchage des rémanents (10% si récolte après séchage),
- 50-70 % pour les souches, étudiées seulement pour les résineux,
- 80 % pour l'écorce (résineux) mais les pertes peuvent par contre être beaucoup plus élevées (jusqu'à 80 %) lors de la mise en œuvre de certains engins d'abattage.

Pour les feuillus, aucune information n'est disponible sur les taux de récolte des feuilles (en l'absence de séchage et si la récolte a lieu pendant la période de végétation) ainsi que sur les taux de récolte des souches. Par défaut, les taux de récolte des aiguilles et des souches des résineux ont été utilisés.

Les taux moyens de perte seraient donc relativement importants (et ont été intégrés comme tels dans l'évaluation des impacts potentiels sur la fertilité, voir Achat, Partie 2. Rapport 1). Il faut cependant considérer que les données sont ponctuelles et ne permettent pas d'avoir une vision satisfaisante des différents cas de figures possibles. FCBA conduit actuellement une étude qui – même si l'objectif premier n'est pas de répondre à cette question – permettra de pallier pour partie ce déficit de connaissances. Quelques résultats sont rapportés ici pour illustrer les facteurs qui influencent les taux de perte. Le type de récolte est très important, ainsi, sur Pin maritime (Landes de Gascogne), la récolte de rémanents d'exploitation a été estimée avec 50 % de perte en cas de récolte de rémanents seuls, mais seulement à 20 % de pertes en cas de récolte des rémanents avec la tige entière. De même des travaux sont en cours (par FCBA pour le compte de l'ONF) pour suivre l'exploitation des arbres dans la parcelle (mesure des produits récoltés en relation avec l'estimation du volume sur pied selon différentes estimations) en Forêt du Der (chêne) et en Forêt d'Ecouves (hêtre). Ils permettront d'estimer les pertes d'exploitation dans des éclaircies pratiquées mécaniquement dans de jeunes peuplements feuillus.

Le tableau ci-contre donne les premiers résultats des mesures réalisées :

		Forêt du Der	Forêt d'Ecouve
Caractéristiques du chantier	Essence principale	Chêne	Hêtre
	Nombre d'arbres mesurés	54	26
Caractéristiques moyennes des arbres récoltés	Diamètre moyen (cm)	13,1	16,2
	Hauteur totale moyenne (m)	16,1	16,4
	Volume tige IFN (m ³)	0,106	0,173
	Volume tige découpe 4 cm (m ³)	0,134	0,220
	Volume tige découpe 0 cm (m ³)	0,151	0,269
	Volume récolté (m ³)	0,101	0,147
	% de pertes d'exploitation / volume déc 4 cm	25	33
	% de pertes d'exploitation / vol déc 0 (vol total)	33	45

Sur ces deux parcelles, le volume effectivement récolté est donc de 75 % du volume tige estimé à la découpe 4 cm (sur ces petits arbres, les branches de plus de 4 cm étaient très peu nombreuses) et 55 à 66 % du volume total à la découpe 0.

On constate que les taux de perte varient fortement selon le diamètre visé pour ces petits arbres récoltés mécaniquement en billons de 2 à 4 m, jusqu'à une découpe voisine de 4 cm théorique, mais en pratique en moyenne plutôt de 6 cm. En fait, si la récolte ne visait pas à récolter les arbres entiers, ce qui limiterait les pertes, le volume de bois mort généré par l'exploitation des petits arbres est important puisqu'il est compris entre 33 et 45 % de la biomasse des arbres récoltés pour ce type de peuplement (ou 50 à 80 % du volume récolté).

Il est souhaitable de poursuivre ces travaux en diversifiant les peuplements suivis, les modes d'exploitation, les produits exploités, et notamment en distinguant les types d'exploitation (arbres ou houppiers entiers versus exploitation séparée du bois à découpe 7 cm minimum et des menus bois).

1.7 Références bibliographiques

Deleuze C., Micheneau C., Richter C., Gardette Y.-M., Brêthes A., Gibaud G., Augusto L., Dupont C., Gautry J.-Y., Fraysse J.-Y., Rantien C., 2012., Le retour des cendres de bois en forêt : opportunités et limites. *Rendez-vous techniques*, 35, 16-28.

Landmann, G., Gosselin, F., Bonhème, I., 2009. *Bio 2: biomasse et biodiversité forestières : augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière, implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*, Paris, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer – Ecofor, 210 p.

2. Impacts potentiels de la récolte de rémanents sur la fertilité des écosystèmes

Laurent Augusto, INRA, Noémie Pousse, ONF et David Achat, INRA/Ecofor

Le projet RESOBIO visait à étudier quels pouvaient être les impacts potentiels de la récolte de rémanents sur la fertilité des écosystèmes forestiers. En pratique, trois objectifs ont servi de trame au travail de recherche :

- 1) Quantifier les modifications des exportations d'éléments minéraux lorsque les rémanents (branches, menus bois avec feuilles, souches) sont prélevés en plus du bois fort (tronc). (voir les détails techniques dans le rapport de David Achat, axe 1, Partie 2, Rapport 1, ce doc.).
- 2) Quantifier les effets de la récolte des rémanents sur la fertilité chimique et biologique des sols et sur la productivité des peuplements suivants. (détails techniques dans le rapport de David Achat, axe 2, Partie 2, Rapport 1).
- 3) Etudier la possibilité d'utiliser le taux de saturation du sol en cations dits *basiques* afin d'améliorer le système indicateur du guide ADEME (2006). (détails techniques dans le rapport complet de Noémie Pousse, Partie 2, Rapport 2).

Pour les deux premiers objectifs, la méthode employée a consisté à se baser sur la littérature scientifique internationale, nationale et la littérature dite *grise* (c'est-à-dire non indexée (Debachere, 1995)). La collecte de données de la littérature a suivi les règles de la méta-analyse (Gurevitch et Hedges, 1999). Une méta-analyse est une *démarche statistique combinant les résultats d'une série d'études indépendantes sur un problème donné*. La méta-analyse consiste à considérer chaque étude publiée comme étant un échantillon de l'ensemble de la population que l'on souhaite étudier (ici, les forêts soumises à une récolte de rémanents). Pour permettre la comparaison de forêts qui diffèrent sous divers points de vue (e.g. essence, climat, sol, etc.), le traitement statistique consiste à calculer l'effet du traitement (ici, une parcelle forestière soumise à une récolte de rémanents) par rapport à un témoin (ici, une parcelle de la même forêt mais simplement soumise à une récolte conventionnelle de tige bois fort (fig. 1, récolte TT)). Quatre types de récoltes de rémanents ont été étudiés (fig. 1, récoltes TTB, TTBF, TTBR et TTBRF). Par ailleurs, nous avons étudié l'effet de l'écorçage *in situ* des troncs (récolte BT). Il est à noter que la très grande majorité des études publiées ne distinguaient pas les branches « bois fort » des menus bois. Il n'a donc pas été possible de scinder le compartiment des branchages en classes plus précises.

En pratique, les modifications (diminution ou augmentation) induites par une récolte de rémanents sont exprimées en pourcentage des exportations associées à une récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce ; scénario « TT »). Par exemple, une valeur de +100 % des exportations de nutriments correspond à une multiplication par deux des exportations.

Il est important de souligner que la méta-analyse est un outil utile pour mettre en évidence des tendances lourdes, résultats de la convergence d'une majorité de cas d'études. Toutefois, cela n'implique pas que les effets statistiquement validés soient observables dans tous les cas de figure. Dans la mesure du possible, nous avons cherché à mettre en évidence quelles étaient les conditions requises pour qu'une tendance *lourde* s'exprime, ou pas, dans une situation donnée.

Pour le troisième objectif, l'approche utilisée a consisté à utiliser la base de données BIOSOIL (inventaire réalisé en 2006-2007). Cette base de données est issue d'un échantillonnage systématique (maille 16 x 16 km) de l'ensemble de la France. Les données du réseau d'observation RENECOFOR ont aussi été utilisées en complément de cette analyse. Dans le guide ADEME 2006, les variables servant à définir le niveau de résilience des sols forestiers sont principalement la texture du sol (e.g. sol sableux), le type d'humus et le pH du sol. L'étude a consisté ici à explorer l'intérêt d'ajouter le taux de saturation du sol (noté S/T, en %) pour affiner le diagnostic du guide ADEME.

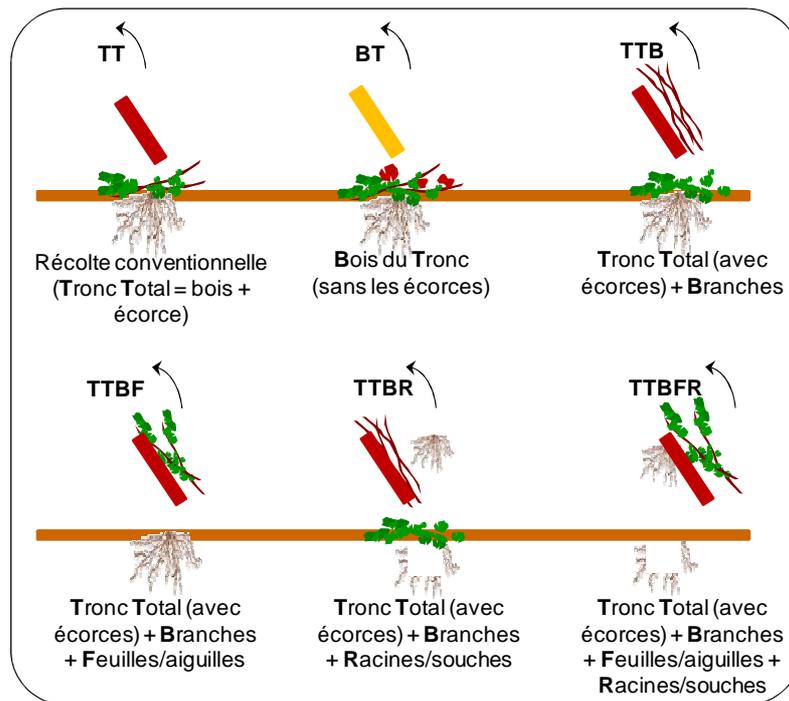


Figure 1 : les récoltes testées dans RESOBIO

2.1. Dans quelle proportion la récolte de menus bois et des souches augmente-t-elle l'exportation de minéralomasse par rapport à une récolte conventionnelle ?

Environ **230 articles scientifiques** ont été identifiés et utilisés afin de réaliser la méta-analyse sur les exportations d'éléments minéraux. En considérant ces articles, 749 cas d'étude ont été inclus dans la base de données (306 cas d'étude sur les feuillus, 434 pour les résineux, 9 pour des mélanges de feuillus et résineux), soit un total de 6169 lignes de données.

Les résultats montrent que l'essence n'est pas le premier facteur discriminant. Le type d'essence influence significativement les quantités de biomasse et de nutriments exportés (cf. Partie 2, Rapport 1) mais l'effet est relativement faible par rapport à l'impact du type de récolte et à l'effet du stade de développement des arbres.

Le facteur influençant le plus les exportations de nutriments est le type de récolte. La récolte de rémanents modifie de quelques dizaines de % la récolte de biomasse par rapport à une récolte simple de troncs (TT), avec peu de différences entre les traitements (récoltes TTB, TTBF, TTBR et TTBRF) hormis une diminution logique liée à l'écorçage (BT). A l'inverse de la biomasse, l'exportation de nutriments est très fortement augmentée par la récolte de rémanents (fig. 2). Plus il y a de compartiments exportés (branches, feuillage, souches), plus l'augmentation des exportations des nutriments est prononcée. L'augmentation des exportations est particulièrement importante lorsque le feuillage est récolté (TTBF et TTBRF), malgré la faible biomasse de ce compartiment.

Une grande partie de la variabilité observée dans la fig. 2 provient du fait que cette analyse globale fait intervenir des peuplements forestiers à des stades de développement très différents (depuis le jeune arbre jusqu'à l'arbre vieillissant). Une étude plus détaillée montre que les différences entre types de récoltes en termes d'exportations de nutriments sont potentiellement beaucoup plus élevées chez les jeunes arbres (fig. 3).

L'augmentation des exportations est également plus importante pour les résineux (en particulier pour l'épicéa, le sapin et le douglas) que pour les feuillus.

Lorsque l'on compare les minéralomasses exportées (quantités d'éléments minéraux contenus dans les arbres et qui peuvent être exportés) aux stocks de nutriments du sol, il apparaît que les exportations liées à la récolte de rémanents peuvent être relativement importantes (cf. Partie 2, Rapport 1).

La compilation de nombreuses études ont permis de compléter les relations entre minéralomasses et biomasses du bois fort, antérieurement établies (voir par ex. Augusto *et al.*, 2000). Des **équations** permettant de simuler les minéralomasses en fonction de la biomasse du bois fort et des scénarios de récolte, ont été déterminées pour différentes essences forestières et en fonction des scénarios de récolte (cf. Partie 2, Rapport 1). Ces connaissances pourront servir de base à des travaux de R&D à des fins de généralisation et de mise à disposition des gestionnaires qui souhaiteraient comparer l'effet de différents scénarios sylvicoles.

2.2 Quels sont les effets d'une récolte accrue de menus bois et des souches sur la fertilité des sols, les stocks et la qualité de la matière organique, l'activité biologique du sol, le statut nutritionnel et la productivité des peuplements ?

Dans le cadre de l'analyse des impacts (fertilité des sols et productivité), environ 130 références ont été utilisées, et une base de données comptant 6815 lignes de données a été constituée.

Les résultats de la méta-analyse montrent que la récolte de rémanents a pour effet de réduire le stock de matières organiques, et donc de carbone, du sol. La diminution est particulièrement marquée au niveau des litières forestières et lorsque le feuillage des arbres est exporté. Dans tous les cas, l'effet tend à s'estomper au-delà d'une décennie.

Les récoltes de rémanents tendent à modifier la qualité des matières organiques du sol (moins dégradables), les communautés microbiennes (diminution en quantité et en composition) ainsi que le microclimat du sol (moins tamponné). Toutefois, des études complémentaires sur ces sujets spécifiques seraient souhaitables afin d'affiner le diagnostic.

En lien avec la diminution des stocks de carbone du sol, on observe une diminution significative des stocks de nutriments comme l'azote, le phosphore ou le calcium. La capacité des sols à échanger les cations (dont les nutriments biodisponibles sous forme cationique comme le potassium, le calcium et le magnésium ; cations dits *basiques*) est également négativement impactée par la récolte de rémanents (CEC du sol). De plus, la proportion de cette CEC occupée par des cations *basiques* (le taux de saturation en bases ou S/T) est en diminution ce qui, avec la diminution de la CEC, constitue un effet doublement négatif de la récolte de rémanents. La diminution du taux de saturation S/T est techniquement un indicateur précoce d'acidification. Toutefois, le pH du sol ne semble pas être modifié par la récolte de rémanents, probablement car il s'agit d'un indicateur moins sensible.

La méta-analyse a par ailleurs montré que la récolte de rémanents peut conduire à un tassement du sol, mais dont l'ampleur est très variable en fonction du type de sol et de la récolte.

Pour résumer, la récolte de rémanents a des effets statistiquement significatifs sur les sols forestiers avec, notamment, une diminution des stocks de carbone et de nutriments et une modification de l'activité biologique des sols. Les effets sont les plus marqués lorsque le feuillage est exporté. Il n'est par contre pas possible, sur la base de la littérature existante, de déterminer le comportement des sols sur une période longue (au-delà de 10 ans) car les résultats d'expérimentations de longue durée sont trop rares.

Dans une deuxième temps, l'analyse a visé à évaluer si ces modifications des propriétés et du fonctionnement des sols avaient diminué la vigueur des arbres installés après la récolte de rémanents. Il apparaît que le statut nutritif des arbres n'est généralement pas affecté par la récolte de rémanents, avec toutefois quelques cas avérés de stress, notamment en calcium. Par contre, il apparaît une baisse modérée, mais significative, des performances de croissance des arbres. La croissance en hauteur et en diamètre des arbres est statistiquement plus faible après une récolte de rémanents (environ 3-7 % de moins).

Plusieurs questions importantes restent actuellement sans réponse, pour des raisons en grande partie méthodologiques : ainsi, les informations disponibles n'ont pas permis d'identifier les types d'écosystèmes sensibles à une perte de productivité ni d'évaluer les effets à long terme, ni de comparer la biomasse prélevée en tant que rémanent avec la biomasse « perdue » en raison de cette perte de croissance.

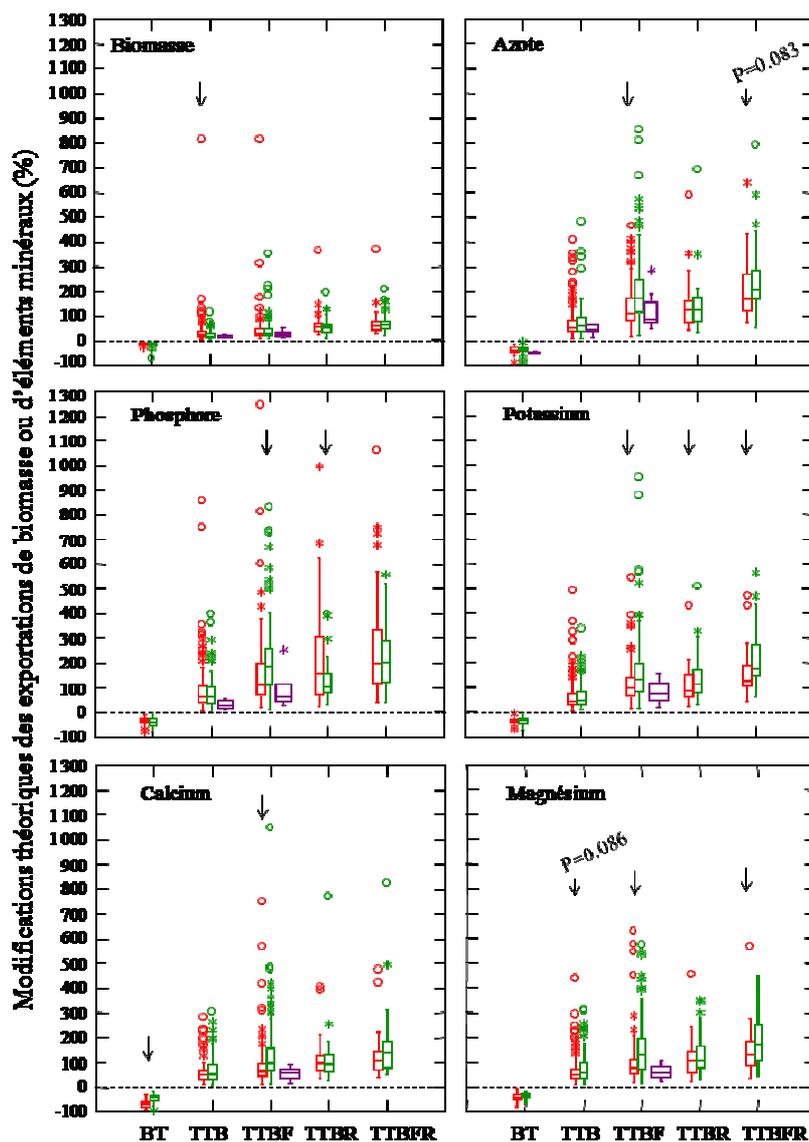


Figure 2 : Modifications (diminutions ou augmentations) théoriques des exportations de biomasse ou d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents ou lors de la récolte du tronc écorcé, en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce)

- Effet des essences : feuillus en rouge, résineux en vert, mélanges de feuillus et résineux en violet.
- Scénarios de récolte : BT = Bois du Tronc (sans les écorces) ; TTB = Tronc Total + Branches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; TTBR = Tronc Total + Branches + Racines/souches ; TTBFBR = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches. Flèches = différences significatives ($P < 0,05$) entre feuillus et résineux.

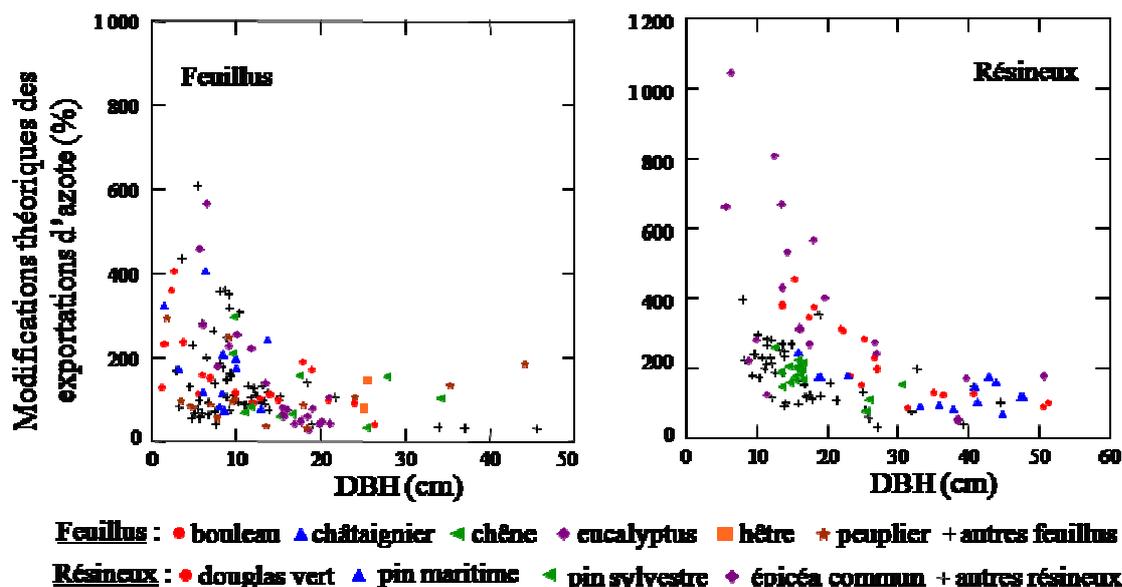


Figure 3 : Effet du stade de développement des peuplements sur les modifications théoriques des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents (augmentations en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) ; exemple pour l'azote et le scénario TTBF).

2.3. Le taux de saturation du sol en cations *basiques* (S/T) est-il un indicateur pertinent de la sensibilité des sols vis-à-vis de la récolte de rémanents ?

Les données utilisées dans le cadre de ce travail sont issues de la campagne de prélèvement BIOSOIL sur les placettes du réseau systématique 16 km x 16 km du Département de la Santé des Forêts (DSF), qui ont l'avantage d'être réparties de manière systématique sur tout le territoire français. Les prélèvements ont concerné 4 couches de sol minéral (0-10, 10-20, 20-40 et 40-80 cm) et 1 couche de sol organique (horizons de litière OF et OH confondus), des analyses physico-chimiques ont été réalisées sur chaque couche par le laboratoire d'analyse d'Arras de l'INRA (certifié COFRAC). La description écologique des points du réseau a été réalisée selon le protocole habituel de l'IGN. Une étude exploratoire des relations statistiques entre constituants et descripteurs morphologiques a été réalisée par forêts aléatoires, qui permettent de s'affranchir des hypothèses généralement nécessaires aux approches plus classiques (normalité et linéarité). Les relations les plus significatives ont ensuite été testées graphiquement sur les données de description et de chimie des sols issues du réseau REseau National de suivi à long terme des ECOsystèmes FORestiers (RENECOFOR).

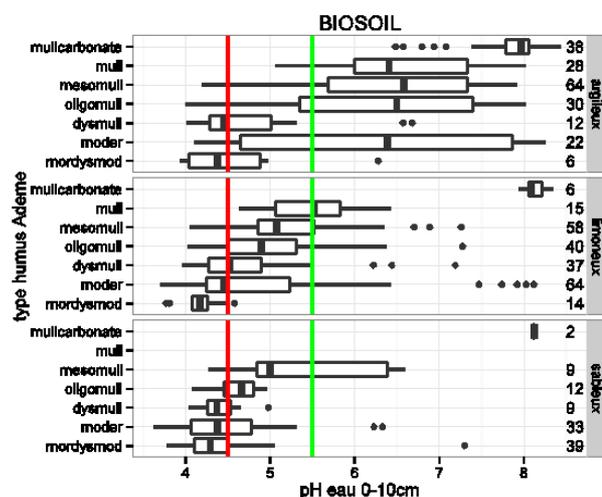


Figure 4. variabilité des valeurs de pH eau de la couche 0-10 cm des sols forestiers du réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers (campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007) par pôle textural et/ou forme d'humus tels que définis dans le guide ADEME (2006)

L'ensemble des analyses statistiques indique que, contrairement à l'hypothèse avancée après la publication du rapport ADEME (2006), l'utilisation du rapport S/T n'est pas plus pertinent que le pH pour caractériser de manière simple la sensibilité du sol à l'exportation de rémanents. De plus, un S/T élevé ne va pas forcément signifier que le réservoir en cations *basiques* est grand et capable de tamponner les exportations de nutriments (i.e. pour les sols à faible CEC). Par conséquent, il est proposé de garder les seuils et les variables proposées dans le guide ADEME (2006) pour diagnostiquer grossièrement la sensibilité des sols à l'export de rémanents. Cependant, la correspondance entre forme d'humus et pH telle que proposée dans le guide ADEME (2006) n'est pas vérifiée (fig. 4 et travaux sur la révision de la classification des humus, Partie 2, Rapport 2) et peut mener à des erreurs de diagnostic, si on considère la forme d'humus au lieu de considérer le pH. Ainsi, il paraît intéressant de chercher à améliorer la correspondance entre les seuils de pH et les formes d'humus grâce aux bases de données utilisées pour ce travail.

2.4 Quels sont, en résumé, les risques pour la fertilité associés à la récolte des rémanents ?

Au final, l'analyse de la littérature et son traitement par des méthodes statistiques appropriées fait apparaître plusieurs niveaux de risques associés à la récolte de rémanents :

1. La récolte de feuillage est le type d'exportation dont les effets sont les plus néfastes pour l'écosystème forestier.
2. Plus les diamètres fin bout des menus bois et des racines diminuent, plus l'impact de leur récolte sur l'écosystème augmente (pertes de nutriments, stock de carbone, activité microbiologique,... cf. Augusto *et al.*, 2014).
3. La part des menus bois est plus importante sur les plus petites tiges : l'impact des récoltes d'arbres entiers augmente en deçà d'un diamètre à 1m30 de 10 à 20 cm selon l'essence. Au-dessus de ce seuil, l'impact sur les exportations de nutriments est moindre, mais non négligeable.
4. La récolte de souches sans les racines latérales, a probablement des effets relativement faibles sur les exportations de nutriments hors de l'écosystème. Les connaissances sur les autres types d'impact de ce type de récolte (par ex. tassement des sols) restent fragmentaires.

Il est important de souligner que ces risques doivent être mis en regard de la sensibilité de l'écosystème considéré. Certaines forêts sont probablement aptes à supporter une récolte de rémanents d'intensité élevée alors que d'autres forêts sont trop sensibles pour maintenir leur productivité après une récolte de rémanents, même modérée.

En l'état actuel, c'est le guide ADEME (2006) qui permet de qualifier la sensibilité d'un écosystème forestier à la récolte de rémanents en se fondant sur le seul critère de sensibilité des sols forestiers, avec 3 niveaux de sensibilité identifiés (faible, moyen, fort). Un des résultats de RESOBIO est donc d'indiquer que **la clef de diagnostic de ce guide mériterait d'être affiné en considérant deux entrées distinctes suivantes : le niveau de sensibilité des sols aux exports et le niveau de risques selon les compartiments de rémanents récoltés** (4 niveaux définis ci-dessus). Un travail spécifique reste à mener sur la base des connaissances disponibles et des avis d'experts pour élaborer un tel outil. La combinaison des paramètres « sensibilité sols » et « risques liés aux exports » est de plus à analyser à l'aune des possibilités de compensation minérale (voir Partie 2, chapitre cendres).

2.5 Références bibliographiques

Achat D., 2013. Analyse bibliographique des impacts du prélèvement des rémanents forestiers sur la fertilité des sols et la croissance des peuplements. Partie 2, Rapport 1

Augusto L., Ranger J., Ponette Q., Rapp M., 2000. Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Annals of Forest Science* 57, 313-324.

Augusto L., Meredieu C., Bert D., Trichet P., Porte A., Bosc A., Lagane F., Loustau D., Pellerin S., Danjon F., Ranger J. and Gelpe J. 2008. Improving models of forest nutrient export with equations that predict the nutrient concentration of tree compartments. *Annals of Forest Science* 65, 808-824.

Augusto L., Achat D.L., Bakker M., Bernier F., Bert D., Danjon F., Khelifa R., Meredieu C., Trichet P. (2014) Biomass and nutrients in tree root systems—sustainable harvesting of an intensively managed *Pinus pinaster* (Ait.) planted forest. *Global Change Biology Bioenergy*, 13 p., doi: 10.1111/gcbb.12127

Debachere M. C. 1995. Problems in obtaining grey literature. *International Federation of Library Associations and Institutions Journal*, 21, 94–98.

Gurevitch J., Hedges L. V., 1999. Statistical issues in ecological meta-analyses. *Ecology* 80, 1142-1149.

3. L'apport de cendres, une voie possible de compensation à l'exportation accrue d'éléments nutritifs liée à la récolte de rémanents ?

Claudine Richter, ONF

Avec les contributions de Vincent Boulanger, Sophie Cornu, Christine Deleuze, Gwénaelle Gibaud, Noémie Pousse, Hanitra Rakotoarison, Erwin Ulrich, ONF, Laurent Augusto, Laurent Saint-André, Bernd Zeller, INRA, Alain Bailly, Jean-Yves Fraysse, FCBA, et Caroline Vivancos, UCFE

Bien que n'en ayant pas le statut réglementaire en France, les cendres de bois présentent toutes les propriétés chimiques d'un amendement minéral, avec un pH et une capacité élevée de neutralisation des acides (Augusto *et al.*, 2008). Malgré une variabilité relativement forte de leur composition, les cendres de bois concentrent des quantités non négligeables d'éléments nutritifs majeurs tels que Ca, Mg, K et P (mais pas de N), ainsi que des oligo-éléments, mais aussi des métaux lourds, présentant potentiellement un risque pour l'environnement et la chaîne alimentaire.

A l'horizon 2020, les perspectives de production en France sont de l'ordre de 100 000 tonnes de cendres de bois dites « propres », c'est-à-dire issues uniquement de plaquettes forestières et connexes de scieries sans adjuvant (Deleuze *et al.*, 2012), soit une quantité qui sera multipliée par 4 à 5 par rapport au début des années 2010.

En lien avec la demande accrue en bois énergie, le recyclage des cendres de bois en forêt mérite donc d'être examiné à la croisée de deux interrogations :

- Quelles **solutions de valorisation** peuvent être envisagées pour ce résidu de combustion, dont l'élimination coûte actuellement aux producteurs en France de 90 à 120 euros/t hors transport et lorsque les cendres peuvent être éliminées dans un centre d'enfouissement de classe 2 (déchets non dangereux) ou de 30-50 euros/t hors transport et coût d'analyse dans le cas d'un traitement en co-compostage. Une certaine organisation d'acteurs se met en place pour valoriser les cendres par épandage agricole via des plans d'épandage (actuellement seulement possibles pour les cendres issues des installations de plus de 20 MW) ou via co-compostage (communications Terralys, Dalkia, SEDE Environnement). La récente évolution de la réglementation pour les ICPE 2910 A sous le régime de la déclaration (puissance thermique comprise entre 2 et 20 MW) étendra à partir du 1^{er} janvier 2016 les possibilités d'épandages de cendres de bois sur sols agricoles cultivés et prairies via plans d'épandage.
- Quelles **stratégies d'actions** doivent être mises en place pour **gérer la fertilité des sols forestiers**, en particulier si on envisage d'intensifier les récoltes de rémanents ? Une des solutions potentielles pourrait consister à recycler les cendres de bois en forêt, dans une logique « compensatoire », en dressant au préalable un état de l'art sur les coûts/risques et bénéfices à partir d'une revue des pratiques à l'étranger.

3.1. Dans quels contextes l'utilisation de cendres en forêt est-elle discutée et utilisée à l'étranger ? Quel est le lien avec une intensification des pratiques sylvicoles ?

Si l'usage des cendres de bois pour des amendements/fertilisation en forêt est une question nouvelle en France, ce n'est pas le cas d'autres pays européens. Dans leur synthèse sur les critères et indicateurs de gestion durable des systèmes de production de bois énergie, Stupak *et al.* (2011) identifient les pays pour lesquels les labels de certification forestière autorisent des pratiques de recyclage de cendres de bois en forêt pour compenser les exportations accrues de biomasse ; il s'agit de FSC au Danemark, en Suède et en Finlande, et de PEFC en Autriche, Norvège et Suède.

Mais sous le même terme utilisé de « compensation », certaines nuances sont à apporter.

Dans le cadre d'une politique volontariste de production de biomasse énergie, Suède et Finlande développent depuis plusieurs années des systèmes de récolte d'arbres entiers, avec mesures compensatoires par recyclage de cendres, pour limiter ou réduire les effets sur la fertilité du sol de ces exportations totales. En pratique, ces deux pays encouragent ce recyclage avec des objectifs sensiblement différents (Emilsson, 2006).

En Suède, l'utilisation des cendres sur les sols minéraux acides est vue comme une mesure de gestion cohérente dans deux contextes possibles, (i) comme **amendement en restauration des sols acidifiés** (en mélange possible avec de la dolomie) (ii) comme **compensation dans les plantations avec exportation totale de la biomasse à la coupe finale**. Pour les 2 contextes, l'objectif n'est pas d'accroître la productivité forestière mais de soutenir la fertilité du sol et donc sa capacité à fournir les

différents services attendus (production, biodiversité...). Mais 25 % du territoire suédois est occupé par des tourbières, dont sont tirées 20 % de la production forestière. Des épandages sur tourbières dans ce pays sont aussi en discussion pour augmenter la productivité forestière.

En Finlande, les épandages de cendres sont majoritairement réalisés sur tourbières drainées riches en azote. Dans ces contextes stationnels, un apport de cendres ne fait pas que compenser mais permet d'**accroître la productivité forestière** (tout en améliorant l'état de santé des peuplements). Sur le sujet, les travaux de R&D sont anciens, motivés historiquement par la pénurie de bois au milieu du 20^{ème} siècle.

L'Allemagne constitue un autre modèle pour l'utilisation en forêt des cendres de bois. Le système de certification FSC autorise les amendements calco-magnésiens dans un but de remédiation à l'acidification des écosystèmes forestiers. Cette pratique est faite à large échelle depuis le milieu des années 1980. Depuis peu, le recyclage des cendres de bois (sous foyers uniquement) fait l'objet d'un intérêt pour **complémenter les amendements calco-magnésiens** classiques (dolomie) notamment en potassium et dans une moindre mesure en phosphore. Le Bade-Wurtemberg a une réflexion avancée sur cette question, déconnectée de la problématique d'exportations des rémanents.

En lien avec la production de biomasse énergie, les cendres pourraient aussi être recyclées comme **matière entrant dans la composition de fertilisant potentiel sur des systèmes de cultures dédiées ou semi-dédiées biomasse**. Un tel type d'usage fait l'objet de R&D par exemple en Espagne.

Ces différents contextes identifiés montrent que **l'intérêt du recyclage des cendres en forêt ne se résume pas qu'à une solution potentielle de « compensation »** aux prélèvements accrus d'éléments nutritifs liés aux récoltes de rémanents.

Dans le cas de la France, avant même la question de l'usage des cendres, il semble que la question posée soit celle de la manière dont on conçoit la gestion de la fertilité des sols :

- de manière conservatoire, en cherchant à adapter les prélèvements à la capacité de production actuelle des sols,
- de manière plus volontariste, en développant un schéma de gestion d'écosystèmes avec des intrants, par exemple des amendements minéraux pour restaurer la fertilité de sols acidifiés ou de l'amendement/fertilisation pour compenser des exportations ?

L'atelier REGEFOR 2013 « **La fertilité des sols forestiers est-elle à un tournant ?** » organisé par l'INRA de Nancy et le GIP Ecofor a été en bonne partie consacré à ces sujets¹⁰.

3.2. Quel est le développement actuel de cette pratique en France et à l'étranger ?

En **France**, comme pour les boues, **l'épandage de cendres** (déchets de combustion) **en forêt est interdit**. La R&D sur le sujet y est limitée à quelques travaux très récents. La base juridique de cette interdiction repose sur l'article L 255-2 du code rural qui spécifie d'une part la seule utilisation possible de matières fertilisantes ou supports de cultures homologués ou normalisés, et d'autre part, par exception et uniquement sur terrains agricoles, des épandages de rejets, dépôts, déchets ou résidus seulement s'ils sont autorisés.

Par ailleurs, le Cahier des charges national pour le propriétaire forestier de PEFC France (2012-2017) recommande « *pour assurer un bon fonctionnement biologique des sols, de ne pas recourir aux engrais et aux fertilisants sauf en cas de nécessité constatée, et en aucun cas à proximité de ripisylves, des zones protégées et des habitats remarquables* ». Deux cas particuliers sont cependant définis pour le recours aux engrais et fertilisants : les apports de phosphore pour les peuplements de pins maritimes en Aquitaine, et les apports d'azote pour les peuplements de peupliers et noyers. Par défaut, les amendements semblent donc envisageables mais à la différence d'autres pays, PEFC France n'apporte aucune recommandation sur le sujet, et aucun élément d'intérêts contextuels.

Dans les pays scandinaves où les labels de certification forestière autorisent de tels apports, les pratiques sont dans les faits diversement développées.

Au Danemark, la majorité des cendres produites est encore éliminée en enfouissement à cause de teneurs en général trop élevées en métaux lourds et dioxines, liées à des caractéristiques d'approvisionnement en biomasse mixte des installations de combustion (bois, paille, déchets verts...).

¹⁰ Les actes seront disponibles en 2014.

A contrario, la Suède et la Finlande, pratiquent des retours de cendres depuis plusieurs années et disposent d'un cadre établi de préconisations sur les quantités à apporter, sur les niveaux minimums d'éléments fertilisants, sur les formes des cendres qui doivent être conditionnées, leur composition avec des niveaux minimums d'éléments nutritifs et des seuils maximums de concentration en métaux lourds pour maîtriser les risques d'impacts sur l'environnement, (guide METLA, 2012 pour la Finlande ; guide Skogsstyrelsen, 2002, actualisé en 2008 pour la Suède).

En Finlande, des doses de 3-4 tonnes/ha de cendres granulées ou auto durcies, appliquées en une fois dans la vie du peuplement et quelques années avant la coupe finale, sont recommandées. Les apports sont réalisés soit par voie terrestre ou par hélicoptère, avec des seuils indicatifs de surface pour la rentabilité des opérations. En tourbières drainées, un tel apport peut permettre un gain annuel de production de l'ordre de 2-4 m³/ha. Des aides de l'Etat peuvent par ailleurs être obtenues (de l'ordre de 50 % sur un coût moyen /ha de 400 euros pour environ 3 tonnes de cendres). La Société ECOLAN est spécialisée dans la granulation des cendres et les épandages forestiers, avec un tonnage annuel de **40 000 tonnes de cendres traitées** (tonnage qui correspond à ce qui est aujourd'hui recyclé en forêt auquel s'ajoutent 30 000 tonnes recyclées en agriculture).

En Suède, la dose maximale recommandée est de 3 tonnes/ha sur une période de 10 ans (si les besoins en compensation sont supérieurs à 3 tonnes/ha) et limitée à 6 tonnes/ha sur la révolution. Plus finement, les préconisations déclinent les quantités recommandées selon le stade et le type d'exploitation (coupe finale ou éclaircie, exportations totales ou partielles) le sol et les essences. Une compensation complémentaire en N peut être requise pour limiter les risques de perte de production (cas sur les sols pauvres du nord). Les quantités épandues étaient de 18 500 tonnes en 2006 (sur 6500 ha de forêts) et de **36 000 tonnes de cendres** en 2012 (soit 12 à 13 000 ha) (communication personnelle S. Anderson, 2012, source Hillevi ; Röser *et al.*, 2008). La société Askungen Vital (l'homologue d'Ecolan en Finlande), qui est spécialisée dans la logistique de conditionnement des cendres (par auto-durcissement, broyage et criblage) et les épandages. Skogsstyrelsen (= Swedish Forest Agency), a bénéficié jusqu'en 2004 d'une politique d'incitation au recyclage des cendres (subventions au conditionnement et à l'épandage). Depuis 2004, le producteur de cendres paie le recyclage des cendres. Les propriétaires ne vendraient pas les menus bois s'ils devaient payer le retour des cendres car il n'y aurait plus de bénéfice possible à cette opération. Certaines grandes compagnies au sud de la Suède participent aux coûts à hauteur de 10-15 % car l'apport de cendre conduit en général, et dans cette zone, à un accroissement de la production.

Dans le Land de Bade-Wurtemberg, en Allemagne, c'est une autre forme de filière pour le recyclage des cendres en mélange avec de la dolomie qui se met en place, mobilisant les producteurs de dolomie. Ce Land dispose de préconisations définissant (1) les quantités maximales de cendres dans le mélange, (2) les caractéristiques des cendres autorisées (concentrations en métaux lourds et valeur agronomique), (3) les doses et composition des amendements selon les diagnostics d'état des sols et des peuplements (Wilpert *et al.*, 2011). L'objectif est d'atteindre une planification de 20 000 ha amendés annuellement soit avec de la dolomie pure, soit avec un mélange cendres + dolomie (sur 8 000 ha/an). Le coût moyen pour la fourniture et l'épandage d'un mélange "cendres + dolomie" est estimé à 250 euros/ha (plutôt 200 euros/ha dans le cas d'épandage terrestre, et 300 euros/ha dans le cas d'épandage aérien). Dans l'hypothèse d'un besoin de 2 apports au cours d'une rotation, cela représente un investissement global estimé à 4 euros/ha/an à l'échelle des forêts de ce Land. Compte tenu de subventions possibles de l'Etat fédéral, le coût réel à financer pour les propriétaires privés et les forêts communales s'élève à 15 % du montant de l'opération, auquel s'ajoutent la TVA (communication personnelle, Klaus Von Wilpert, 2013).

Egalement possible, les épandages de cendres en forêt dans le land voisin de Bavière restent par contre peu pratiqués, ce qui peut s'expliquer par une politique forestière n'encourageant pas les amendements calco-magnésiens à la différence du Land de Bade-Wurtemberg.

L'Autriche est à ce jour le pays européen qui mobilise le plus le bois pour l'énergie, avec un record de production de cendres de bois « propres » estimée à plus de **200 000 tonnes** en 2010 (KEMA, 2012). Bien qu'autorisé dans le label de certification (logique recyclage et compensation), il semble que les épandages de cendres de bois en forêt soient peu pratiqués, principalement à cause du coût de telles opérations (communication personnelle de Maryse Bigot, FCBA, mission réalisée en Autriche et de Klaus Von Wilpert, 2013). L'Autriche semble privilégier une filière plutôt agricole de valorisation.

En Suisse, un règlement spécifique interdit depuis 2005 de fertiliser les forêts pour augmenter la production. Un travail récent de synthèse a été commandité par le Ministère de l'Environnement sur l'intérêt et les limites d'utilisation des cendres de bois en forêt (Zimmermann *et al.*, 2010). Cependant

la pratique reste interdite en forêt. Le Conseil Fédéral suisse autorise le recyclage en agriculture, sur la base d'une demande ponctuelle d'autorisation d'épandage avec fourniture de l'analyse des cendres.

Cette étude de pratiques montrent que la **constitution de filières organisées** pour le recyclage des cendres suppose en général un **accompagnement politique fort** (R&D, réglementation, voire subventions) et une acceptabilité sociale. Cette dernière condition, qui n'a pas pu être appréhendée dans l'étude, est probablement importante pour le développement de telles pratiques.

3.3. L'intérêt agronomique du retour de cendres en forêt est-il avéré ?

Parmi les travaux apportant un éclairage scientifique sur cette question, citons la synthèse de Pitman (2006) sur l'utilisation des cendres en forêts et leurs impacts environnementaux, la méta-analyse de Augusto *et al.* (2008) sur les applications de cendres sur les écosystèmes tempérés, bénéfiques et inconvénients, le chapitre 4 de l'ouvrage « *Sustainable use of Forest Biomass for Energy* » de Röser *et al.* (2008), la synthèse de Zimmermann *et al.* (2010) sur cendres de bois et forêt (exportations de biomasse ; recyclage des cendres ; effets biotiques et abiotiques). Une méta-analyse dédiée à l'évaluation des effets à long terme sur la croissance des peuplements a été menée récemment en Scandinavie dans le cadre du SNS (the Nordic Forest Research Co-operation Committee : projet 2009-2011). Au total, des données de 129 essais anciens ont été analysées : 114 essais concernant des amendements et 15 essais des cendres.

Ces différentes études convergent sur les points suivants des effets agronomiques des cendres :

- une variabilité des effets selon les types de sol, la forme des cendres épandues (conditionnement, compléments minéraux ou organiques), et les quantités apportées ;
- un effet amendement avec, 6 à 16 ans après les épandages, une augmentation de l'ordre de 1 unité pH au niveau des litières, 0,3 unité pour l'horizon 0-10 cm, et pas d'effet significatif sous 10 cm (Augusto *et al.*, 2008). L'effet de doses inférieures à 4 tonnes/ha sur le pH est limitée ;
- les effets étudiés sur la croissance des peuplements sur une période de 15 ans après l'application de cendres seules (étude SNS), dépendent de l'indice de fertilité des sites : effet négatif pour les sites avec un indice faible (cas des sols minéraux acides), positif avec un indice élevé (cas des sols organiques type tourbières drainées), pas d'effet significatif pour des indices intermédiaires.

Sur tourbières drainées, les gains en croissance ont été estimés à partir des résultats des essais entre 2-6 m³/ha/an sur les sites les plus riches en azote, entre 1-3 m³/ha/an sur les sites les moins riches en azote, sur une révolution (METLA, 2012).

Concernant l'effet sur les peuplements, ces résultats indiquent l'importance de raisonner un certain **équilibre d'apport entre les différents éléments nutritifs**. Selon les besoins du sol diagnostiqués, un apport de cendres seuls peut ne pas suffire et nécessiter des complémentations (d'où l'intérêt des mélanges avec de la dolomie pour le magnésium, voire de boues ou engrais verts pour l'azote...).

La forme des cendres est également très importante pour atténuer l'effet alcalin agressif sur le sol et la végétation, réduire la solubilité des éléments et faciliter la logistique d'épandage. Il est déconseillé d'utiliser une cendre brute sèche. Selon les pays, les formes de conditionnement privilégiées sont :

- granulation en Finlande (mais des travaux sont en cours dans de nombreux pays, on peut citer l'Autriche, la Lituanie et la France),
- auto-durcissement, broyage et criblage, en Suède,
- humidification et mélange avec de la dolomie en Allemagne.

3.4. Quels sont les risques éventuels associés à l'utilisation de cendres en forêt ?

L'évaluation des risques a fait l'objet de nombreux travaux dans les pays s'intéressant au recyclage des cendres de bois « propres » en forêt :

- risques de contamination par les métaux lourds

- risques de contamination par les composés PAH¹¹ et PCB¹² (peu de données existent sur le sujet) ;
- impacts sur l'activité biologique du sol (micro-flore, micro-faune) ;
- impacts sur différents compartiments de l'écosystème forestier (végétation du sous-bois, bryophytes, lichens, champignons, petits mammifères, oiseaux...) ;
- impacts sur la qualité des eaux de surface.

Les travaux de référence mentionnés plus haut permettent de résumer la situation ainsi :

- sur les métaux lourds : l'augmentation du pH liée à l'apport de cendres suffirait à limiter la mobilité des métaux lourds, même sur sols acides. Pour des doses « modérées » (quelques tonnes) et en limitant les quantités cumulées, il ne semble pas y avoir de problème de contamination pour différents composants étudiés de l'écosystème (microflore, microfaune, mammifères, mousses, plantes), à l'exception de champignons ;
- sur la biodiversité :
 - l'effet des apports de cendres sur la biodiversité résulte principalement du mécanisme de la restauration de la fertilité,
 - les effets d'apports sur la végétation, les champignons et la faune du sol sont très variables, avec cependant un principe général qui semble se dégager : l'impact sur l'environnement augmente avec la quantité de cendres épandues et lorsque les cendres sont non stabilisées,
 - les conclusions nuancées des effets des apports sur la biodiversité renvoient à la complexité des évaluations d'impact sur la biodiversité.

Concernant les effets sur l'eau, les travaux sont principalement relatifs aux risques de contamination par les métaux lourds, mais abordent aussi les risques de drainage des différents éléments libérés.

Dans le premier cas, il n'y a pas d'éléments suggérant que l'apport de cendres puisse représenter un risque de pollution des eaux par les métaux lourds à court et moyen terme, sauf cas particulier, d'où la nécessité de connaître la composition chimique des cendres, les propriétés du sol et leur interaction. Mais une synthèse spécifique mériterait d'être réalisée sur le sujet.

Dans le second cas, il s'agit du même risque de libération forte initiale que dans l'apport de fertilisants ou d'amendement. Parmi les éléments nutritifs majeurs, le potassium, présent sous forme de sels très solubles, a plus de risque d'être lessivé que Ca et Mg (Augusto *et al.*, 2008). Le conditionnement des cendres (qui permet une libération plus progressive des nutriments) et la présence d'une végétation au sol (qui absorber les éléments libérés) permettent d'en atténuer le risque.

A noter aussi une interaction avec l'élément azote (non présent dans les cendres), les cendres semblant stimuler l'activité microbienne du sol et la libération d'azote. Pitman (2006) rapporte par exemple des risques de lessivage de nitrates après apport de cendres sur des sols exposés à des niveaux élevés de dépôts atmosphériques en N (études suédoises). A l'inverse dans des sols peu fertiles, l'apport de cendres est conseillé en complément d'une fertilisation azotée, pour augmenter la disponibilité de l'azote en stimulant l'activité microbienne (Saarsalmi *et al.*, 2012). Enfin, Gomez-Rey (2012) observe, sous climat méditerranéen, que l'application de cendres diminue la biodisponibilité de l'azote pour les plantes, à cause justement de son effet positif sur l'immobilisation de l'azote dans la biomasse microbienne. Ainsi un déficit initial en azote peut être amplifié par apport de cendres. Ceci rejoint la remarque faite plus haut sur **l'importance de raisonner l'équilibre entre les différents apports en fonction du sol.**

Des **seuils spécifiques de concentration admissible en métaux lourds** ont été établis dans les pays autorisant les épandages de cendres (forêt et/ou agriculture) (voir tableau 1).

Dans les guides suédois et finlandais, des recommandations sont par ailleurs apportées pour la réalisation des épandages telles que des restrictions sur les périodes d'épandages, des distances

¹¹ les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont une sous-famille des hydrocarbures aromatiques, c'est-à-dire des molécules constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène mais dont la structure comprend au moins deux cycles aromatiques condensés. Les HAP sont très étudiés car ce sont des composés qui montrent une forte toxicité

¹² les polychlorobiphényles, plus connus sous l'abréviation PCB, sont une famille de composés chimiques organiques. Ils sont souvent connus sous leur dénomination commerciale de Pyralène, Arochlors ou Askarel.

minimales à respecter par rapport aux fossés, cours d'eau, bordure de lacs, la non cueillette de champignons, baies par le public l'année de réalisation des apports (liés aux dépôts possibles de poussières de cendres).

Tableau 1 - Valeurs seuils en métaux lourds pour l'utilisation en épandage de cendres de biomasse à l'étranger (France en comparaison pour les épandages de boues en agriculture)

	Allemagne	Autriche	Autriche	Danemark	Danemark	Suède	Finlande	Finlande	Suisse	France
Valeurs seuils cendres (en mg/kg MS cendres)				straw ash	wood ash (used in forestry)	forêt (2002)	forêt	agriculture	agriculture	boues (Arrêté du 2 février 1998)
As	40	20	20			30	40	25		
B						800				
Cd	1,5	5	8	5	20	30	25	2,5	3	10
CrTot		150	250	100	100	100	300	300	100	1000
Cr(VI)	2									
Co									12	
Cu		200	250			400	700	600	150	1000
Hg	1			0,8	0,8	3	1	1	1	10
Mo									6	
Ni	80	150	200	60	60	70	150	100	60	200
Pb	150	100	200	120	250	300	150	100	100	800
Sé										
Tl	1									
V						70				
Zn		1200	1500			7000	4500	1500	600	3000

Enfin, concernant les risques de tassement des sols liés aux apports de cendres, ceux-ci sont techniquement maîtrisables. Selon le niveau de risques, un choix d'épandage aérien peut être fait. Plus coûteux, il devra être raisonné sur des surfaces unitaires d'opérations plus grandes. Dans le cas d'un épandage terrestre, celui-ci devra être réalisé à partir d'un réseau de cloisonnements d'exploitation adaptés, en condition de sols portants.

3.5. Quel est l'intérêt économique du retour de cendres ?

Le constat général est celui d'un **défaut d'analyses économiques disponibles** sur le sujet du recyclage des cendres en forêt, analyses qui prendraient en compte les coûts directs (conditionnement des cendres, transport, épandages...) et indirects (risques), mais aussi les bénéfices de ces épandages (production, santé des forêts, substitution à des importations de potasses...).

L'une des rares publications sur le sujet traite du contexte d'application finlandais (majoritairement épandage sur les tourbières boisées), avec un effet attendu des cendres sur la croissance (+ 2 à 4 m³/ha/an). Les auteurs (Väätäinen *et al.*, 2011) concluent à la rentabilité des opérations d'épandage avec un taux de rentabilité interne de 3 à 12 %. Un autre article, suédois cette fois, compare la rentabilité de différentes filières de conditionnement de cendres (auto-durcissement, granulation par compactage ou granulation à l'assiette) avec une fourchette de coût allant de 150 à 200 euros/t de cendres conditionnées et épandues (Rasmusson, 2013), soit 450 euros/ha au minimum pour 3 tonnes de cendres. En comparaison, l'approche du Bade-Wurtemberg, combinant cendres et dolomie en mélange, et reposant sur l'implication d'une filière existante d'épandage d'amendement calco-magnésien en forêt, présente des coûts moins élevés de l'ordre de 250 euros/ha pour 4 tonnes de mélange (1/3 cendres et 2/3 dolomie).

3.6. Le cadre réglementaire actuel contraint-il l'utilisation des cendres de bois en France ?

Une synthèse ADEME (2007) dresse l'état de la réglementation s'appliquant à la valorisation des cendres à l'étranger et en France. Si les cendres sont issues d'installations ICPE - 2910 A autorisation, les cendres peuvent éventuellement entrer dans une logique « produits » pour leur valorisation :

- soit par homologation des cendres produites par un producteur, mais il s'agit d'une procédure lourde et coûteuse, inenvisageable sur de petites quantités ;
- soit en référence à une norme existante. Seule la norme sur les engrais NFU 42 001 spécifie une utilisation possible des cendres de végétaux, mais sous la condition de teneurs minimales requises en phosphore et potasse, et surtout de manière stable dans le temps.

Un groupe de travail sur les cendres du BNFERTI (Bureau de Normalisation des Matières Fertilisantes) a été mis en place et fonctionne depuis début 2013, pour étudier les possibilités de normalisation de cendres de biomasse, voir d'ajout des cendres sur la liste positive de matières entrants dans la définition de normes existantes.

A défaut d'entrer dans une logique « produits », les cendres issues d'ICPE 2910 A autorisation peuvent être valorisées via des plans d'épandages autorisés ou co-compostées, ou par défaut éliminées.

L'évolution en cours de la réglementation sur les ICPE classées sous la rubrique 2910 A - déclaration, ouvrira, à partir du 1er janvier 2016, la possibilité via plan d'épandage à la valorisation des cendres de biomasse « propre » sur sols agricoles, prairies et « forêts exploitées ». Cependant, le seuil de pH retenu (pH 6, ou 5 si l'apport de cendres permet de remonter le pH d'une unité) rend cette révision inopérante, la réglementation n'autorisant ces épandages que sur les sols forestiers « les plus riches », qui n'ont pas besoin de tels apports.

3.7. Références bibliographiques

Augusto L., Bakker M.R., Meredieu C., 2008. Wood ash applications to temperate forest ecosystems - potential benefits and drawbacks. *Plant and Soil* 306, 181-198.

Cacot E, Eisner N, Charnet F, Leon P, Ranger J, 2006. La Récolte raisonnée des rémanents en forêt. ADEME [Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie], *Collection Connaître pour agir*, 36 p.

Deleuze C., Micheneau C., Richter C., Gardette Y.-M., Brêthes A., Gibaud G., Augusto L., Dupont C., Gautry J.-Y., Fraysse J.-Y., Rantien C., 2012. Le retour des cendres de bois en forêt : opportunités et limites. *Rendez-vous techniques*, 35, 16-28.

Emilsson S., 2006. *RecAsh - International Handbook. From Extraction of Forest Fuels to Ash Recycling*. 2006. Skogsstyrelsen - Swedish Forest Agency, 42 p.

Gómez-Rey, María X., Manuel Madeira, João Coutinho, 2012. Wood ash effects on nutrient dynamics and soil properties under Mediterranean climate. *Annals of Forest Science*, 69(5), 569-579.

KEMA, 2012. Van Eijk R.J. Rapport : Options for increased utilization of ash from biomass combustion and co-firing. IEA Bioenergy Task 32 Deliverable D4, 39 p.

METLA, 2012. Brochure : Ash as a forest fertilizer. Finish Forest Research Institute. METLA, 8 p. (résumé du guide "Tuhkan käyttö metsälannoitteena" ("The use of ash as a forest fertiliser").

Mousseau S., 2007. Etat de l'art de la réglementation européenne sur la valorisation des déchets de bois et des cendres de bois. Synthèse. ADEME, Coordination technique de Caroline Rantien, Bureau d'Etudes INDDIGO, Angers, 32 p.

PEFC, 2012. Cahier des charges national pour le propriétaire forestier. Annexe 6 du référentiel français de certification de gestion forestière durable PEFC (2012 - 2017). Version validée par AGE 03.01.2012, 5 p.

Pitman R, 2006. Wood ash use in forestry - a review of the environmental impacts. *Forestry*, 79 (5), 563-588.

Rasmusson H., Sarenbo S., Claesson T., 2013. Ash Products and Their Economic Profitability. *The Open Waste Management Journal*, 6, 1-5.

Röser D., Asikainen A., Raulund-Rasmussen K., Stupak I., 2008. *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy. A Synthesis with Focus on the Baltic and Nordic Region*. Springer. 259 p.

Saarsalmi A., Smolander A., Kukkola M., Moilanen M., Saramäki J., 2012. 30-Year effects of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes and stand growth in a Scots pine stand. *Forest Ecology and Management*, 278, 63-70.

Skogsstyrelsen, 2002. Recommendations for the extraction of forest fuel and compensation fertilising. Meddelande 3 – 2002 National Board of Forestry, Publishing Company 551 83 Jönköping, 29 p.

Skogsstyrelsen, 2008. English translation 2011. Recommendations for extraction of harvesting residues and ash recycling. 34 p.

Stupak I., Lattimore B., Titus B.D., Tattersall Smith C., 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.

Väätäinen K., Sirparanta E., Räisänen M., Tahvanainen T., 2011. The costs and profitability of using granulated wood ash as a forest fertilizer in drained peatland forests. *Biomass and Bioenergy*, 35(8), 3335-3334.

Wilpert K. v., Bösch B., Bastian P., Zirlewagen D., Hepperle F., Holzmann S., Puhmann H., Schäffer J., Kändler G. und Sauter U H, 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzaschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. *Berichte, Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 87, 155 p.

Zimmermann S., Jörg Hässig, Werner Landolt, 2010. *Literaturreview Holzasche – Wald - Nährstoffentzug durch Holzernte - Ascherückführung in den Wald - abiotische und biotische Wirkungen*, Etude bibliographique, Eidg. Forschungsanstalt WSL sur demande du Bundesamtes für Umwelt BAFU. 80 p.

4. Conséquences de la récolte des rémanents d'exploitation pour la biodiversité

Vincent Boulanger, ONF, Christophe Bouget, Irstea et Guy Landmann, Ecofor

Ces conséquences doivent s'envisager à deux niveaux différents : le premier concerne l'influence des coupes forestières sur la quantité et la nature du bois mort (comparaison avant / après) et le second concerne le lien entre biodiversité et rémanents (comparaison entre récolte et non récolte).

4.1 Quel est l'impact des récoltes de rémanents sur le volume et le profil de bois mort ?

Le fait que la mobilisation des rémanents réduise le volume de bois mort peut sembler assez évident. Un certain nombre de références bibliographiques vont dans ce sens et cette idée avait été retenue dans le Rapport Bio2 (Bouget *et al.*, 2009). Pour autant, comme nous l'avons vu plus haut (Partie 1, chapitre 3, 1.6) les pertes de matière lors des récoltes de rémanents peuvent être élevées, pertes qui s'ajoutent au bois mort préexistant (même si une partie de ce dernier peut subir des pertes liées aux engins d'exploitation). Les choses sont donc moins simples qu'il n'y paraît, ce qui incite à regarder en détail quelques études factuelles

Des études de terrain récentes en Estonie (Lõhmus *et al.* (2013) et aux Etats-Unis (Littlefield et Keeton, 2012) ont réalisé des bilans de matière détaillés, en comparant les volumes de bois morts après coupes (exploitation arbre entier) avec les volumes moyens observés dans les peuplements avant coupes, et avec la situation observée dans des peuplements voisins. Il en ressort que les volumes restants après récolte des rémanents peuvent être un peu plus faibles que ceux avant coupe ou accroître fortement le volume de bois mort au sol. Ce bilan relativement neutre sur le volume indique une continuité, au moins quantitative, du substrat bois-mort pour les espèces inféodées. Cette évolution est jugée positive relativement au cahier des charges FSC, qui préconise de laisser autant de bois mort qu'il y en avait avant coupe. En revanche, ces opérations sont susceptibles d'affecter le profil de bois mort au sol restant. La récolte portant majoritairement sur les débris grossiers (volume unitaire plus important), ce compartiment sera appauvri, tandis que les débris fins seront, relativement au profil avant récolte, plus abondants.

Cette approche ciblée sur le bilan matière des prélèvements de rémanents mérite d'être resituée dans la tendance générale de dynamisation des itinéraires sylvicoles, qui se décline par des durées de révolution plus courtes, des interventions plus fréquentes dans le jeune âge, et de façon générale, un recours accru à la mécanisation des exploitations. Si le passage plus fréquent des engins dans les peuplements augmente le risque de destruction des pièces de bois mort en cours de décomposition, l'augmentation du rythme et/ou de l'intensité des éclaircies dans le jeune âge pourrait engendrer une augmentation du volume des rémanents produits, alimentant ainsi cette réserve de bois mort.

4.2 Comment évolue le bois mort dans les forêts cultivées ?

Cette question particulièrement difficile ne peut s'envisager qu'en s'appuyant sur une démarche de modélisation. Les travaux disponibles sont peu nombreux ; ils se réfèrent à des échelles d'espace (peuplements, région, Europe) et de temps variables. La qualité de la prise en compte des types de coupes mais aussi de la mortalité naturelle, de leur validation, sont autant de facteurs qui influencent la qualité (vraisemblance) des résultats.

Parmi les résultats, on peut mentionner la réduction du volume des bois morts de grosse section et la diversité des pièces de bois avec la réduction des durées de rotation mais également celle du nombre d'éclaircies.

Le récent travail engagé par Jactel *et al.* (2013) sur Pin maritime dans les Landes de Gascogne est très intéressant (bien qu'il ne traite pas à l'heure actuelle des rémanents, mais seulement du bois mort généré par les coupes ordinaires) par la qualité de la description du bois mort (21 catégories selon l'origine biologique, la section et le stade de décomposition) et la validation (comparaison des résultats

du modèle et des observations de terrain). Ces caractéristiques ne se retrouvent pas toutes dans les modèles utilisés à large échelle. Dans le cadre des travaux EFISCEN (European Forest Information Scenario), Verkerk *et al.* (2011) montrent ainsi des variations fortes selon les pays et contextes qu'il est difficile d'interpréter.

En tout état de cause, la problématique n'est pas tant celle de seuils volumiques ou des types d'assemblage des différents types de bois mort, que celle de l'équilibre entre l'export des rémanents et l'augmentation du volume généré par l'extension spatiale des coupes.

4.3. Quels sont les enjeux de conservation de la biodiversité liée aux rémanents ?

Les espèces saproxyliques sont, par définition, dépendantes des pièces de bois mort au sol ou debout, de diverses tailles et caractéristiques. Champignons, coléoptères et diptères, bryophytes et lichens, constituent dans l'ordre, les groupes les plus représentés. Les rémanents d'exploitation constituent, à côté des bois morts issus de la mortalité, le substrat de vie de ces espèces.

Parmi les caractéristiques propres aux pièces de bois mort (Bouget *et al.*, 2012), leur taille a une influence très marquée, les communautés présentes dans les petits bois morts ne sont pas un sous échantillon de celle des gros bois morts, et certaines espèces sont spécialistes de ces petits bois morts au sol. En outre, les pièces cariées (en voie de décomposition) sont plus riches que les pièces fraîches et hébergent des assemblages fort différents. Les différentes catégories de pièces de bois mort hébergent des cortèges originaux, et on ne peut guère envisager de substitutions compensatoires entre petites et grosses pièces ou entre pièces au sol et dans la canopée. La récolte différée des rémanents d'exploitation après quelques mois de séchage sur place permet de relâcher les principaux nutriments mais constitue des pièges (puits écologique constitué d'un substrat favorisant l'installation d'espèces et destiné à être exporté) pour les espèces saproxyliques et ne permet par l'évolution du bois jusqu'au stade carié.

4.4. Quels sont les enjeux de conservation associés aux souches ?

La récolte de souches a, comme nous l'avons vu (Partie 1, chapitre 3, 1.5), plusieurs objectifs : valorisation énergétique, préparation du site en vue de l'implantation d'un peuplement futur, et lutte phytosanitaire dans le cas particulier de la monoculture du pin maritime des Landes.

Résultante directe de l'exploitation des tiges, les souches représentent une part importante du volume de bois dans les parcelles (1/5 selon certains auteurs), sont associées à un volume important de bois mort racinaire souterrain et bénéficient parfois d'une forte exposition au soleil. Les études révèlent des niveaux de richesse en espèces saproxyliques assez élevés. Dans les jeunes stades sylvicoles elles constituent l'essentiel des grosses pièces de bois mort, et plus généralement, elles peuvent assurer une continuité spatiale et temporelle entre habitats de tous stades de décomposition. Elle pourrait donc avoir un rôle d'habitat de substitution dans le paysage forestier.

Dans les plantations de Pin maritime des Landes de Gascogne où les souches constituent un compartiment quantitativement important, et où le pool régional d'espèces a été filtré par la foresterie, les souches agissent en concentrateurs locaux de biodiversité : la plupart des espèces d'insectes rencontrées dans les bois morts de divers types sont retrouvées dans les souches seules. Les souches peuvent être considérées comme des substrats de substitution pour la faune actuelle des grumes. Des observations semblables sont rapportées pour des bryophytes dans les chênaies.

Dans des contextes où leur ressource originelle est raréfiée, les espèces dépendantes des grosses pièces de bois mort, rares ou à enjeu patrimonial, peuvent trouver refuge sur ces souches. L'enjeu est alors de trouver à l'échelle du paysage une articulation entre les différentes stratégies de conservation : îlots de vieux peuplements, gros bois mort maintenu dans les peuplements en gestion courante, et souches.

Le maintien des rémanents et souches en forêt peut dans certains cas accroître les risques de transmissions de pathogènes dans des contextes assez bien connus, plus rarement de ravageurs. Mais cette conclusion doit être replacée dans le cadre d'analyses écosystémiques plus larges, reposant notamment sur l'étude des interactions avec des espèces auxiliaires, régulatrices de ces ravageurs, et leurs liens avec la présence des rémanents et le risque que présente leur export. Le cas de la lutte contre les pourridiés racinaires, qui présentent la particularité de se maintenir dans les racines et les souches pour plusieurs décennies, augmentant ainsi les risques sanitaires pour les peuplements futurs. L'élimination des souches des coupes à blanc a montré une bonne efficacité dans la lutte contre les trois pathogènes majeurs (*Heterobasidion*, *Armillaria*, *Phellinus*). La réduction des

risques d'infection entraîne une augmentation de la croissance des arbres et de la productivité des peuplements suivants.

4.5 Quelles sont les composantes de biodiversité *indirectement* liée aux rémanents ?

Les bois morts au sol peuvent offrir un **abri temporaire** (le temps de leur décomposition) à divers groupes d'espèces : d'arthropodes rampants au sol, rongeurs, reptiles et amphibiens, oiseaux nichant au sol et même certains mustélidés. Les dispositifs d'étude spécifiques sont cependant rares. Les menus bois peuvent constituer un effet mulch qui limite l'expression du compartiment de ces espèces rudérales (de milieux ouverts, souvent extra-forestières) favorisées par la coupe. Le rôle de protection microclimatique des rémanents est important pour certaines bryophytes qui réagissent très négativement à l'extraction des rémanents. Les rémanents peuvent également offrir une protection aux espèces végétales contre la dent des grands herbivores sauvages mais les études sont sporadiques, alors que celles portant sur une éventuelle protection des régénérations forestières ne permettent pas de conclure quant à son importance.

Les espèces saproxyliques sont en lien direct avec le compartiment des rémanents forestiers et donc, potentiellement, directement impactées par la gestion des rémanents, il en va différemment pour les niveaux trophiques supérieurs. Certains effets de **cascade trophique** semblent exister mais sont peu documentés. La récolte des débris grossiers et des chandelles impacte les communautés d'oiseaux et d'insectes de la faune du sol, et apparemment moins les autres groupes (mammifères, reptiles et amphibiens). La présence de rémanents augmenterait par ailleurs la valeur de milieux comme aires de chasse pour les mammifères carnivores et probablement les chauves-souris. L'extraction d'une partie de ces rémanents, en rendant ces proies plus visibles pour les rapaces, faciliterait l'alimentation de ces derniers plus aisée.

On estime que, de façon générale, les prédateurs vertébrés ont un impact plus fort sur les populations d'insectes phytophages que les invertébrés.

Enfin, parce qu'il diminue le retour des éléments minéraux au sol, l'export des rémanents modifie certains paramètres importants de la niche des espèces végétales. Ces **modifications physico-chimiques** induisent des effets variables selon les stations.

Le bois au sol est un habitat essentiel pour de nombreux **microorganismes**, notamment **fongiques et bactériens**. Il a un rôle de rétention de l'humidité, d'accumulation d'azote et de phosphore, d'augmentation du taux de carbone organique et constitue un habitat pour les organismes saprophytes mais aussi pour les cortèges ectomycorhiziens et bactériens dans les forêts matures, d'autant plus conséquent lorsque le bois mort est au sol depuis un temps important (Walker *et al.* 2012). L'impact de l'exploitation des rémanents sur la biomasse microbienne n'a été que peu étudié ; les travaux ont été menés principalement sur des forêts de résineux sub-boréales et les temps et types réponses des différents taxons sont variables.

Alors que la distribution spatiale de la **méso et macro-faune du sol** est fortement impactée par la localisation des rémanents (Aubert *et al.*, 2005), les effets de l'exportation des résidus ligneux sur la faune du sol impliquée dans les chaînes de recyclage de la matière organique ont été très peu étudiés au regard d'autres groupes tels que les coléoptères saproxyliques (Bouget *et al.*, 2012).

4.6 Quels sont les impacts des pratiques connexes à la mobilisation des rémanents sur la biodiversité ?

La récolte des rémanents peut dans certains cas, impliquer, des **passages supplémentaires d'engins** dans les parcelles, le **stockage temporaire des souches** hors des parcelles et, le cas échéant, l'apport de fertilisants pour compenser les pertes minérales.

Stockage des rémanents avant export : un puits écologique ?

Il se pose en particulier la question des souches qui sont stockées pour des durées assez longues (1 à 2 ans) sous forme d'empilements en bordure des parcelles ceci afin de favoriser leur lessivage avant emploi. L'amoncellement de ces bois mort à proximité des parcelles est susceptible d'attirer une biodiversité variée, mais appelée à être détruite lors de l'export et de la combustion de ces matériaux, constituant un « puits écologique » pour les espèces qui se laissent leurrer par cet habitat, attirées vers ces substrats en raison de molécules aromatiques dégagées par le bois. Le risque d'extinction pour ces espèces est renforcé si elles délaissent les éléments originels isolés dans les parcelles au profit de ces structures agrégées. Mais la réalité de l'effet puits n'est pas toujours démontrée ou avérée car si certaines études montrent que les espèces étudiées se maintiennent dans les

peuplements voisins, d'autres n'examinent pas cet aspect, ce qui ne permet pas alors de conclure à un réel effet puits.

Passages d'engins et tassement des sols

La fréquence accrue des interventions et le développement de la mécanisation accrue peuvent induire un plus fort tassement des sols qui limite l'aération des sols et l'infiltration de l'eau, affecte l'activité biologique des sols et impacte donc les communautés végétales et de faune du sol. Bien que les effets à long terme ne soient pas connus, des mesures sont d'ores et déjà préconisées pour limiter les impacts (Pischedda, 2009) (voir Chapitre 4, paragraphe 3).

Compensations de fertilité et biodiversité

Les conséquences connues des applications de cendres sur la biodiversité sont, de manière générale, caractéristiques d'une action d'amendement/fertilisation : augmentation de la richesse floristique particulièrement au profit des nitrophiles, activité microbienne et fongique accrue. Les bryophytes ainsi que les compartiments de la méso et macro faune du sol semblent plutôt résistants et résilients à l'application de ces cendres (voir aussi les informations données Chapitre 3, paragraphe 3.4).

4.7. Des questions de fond en suspens

Histoire forestière et dette d'extinction

Les éléments historiques disponibles, bien que parcellaires, permettent de penser que les forêts françaises ont fait l'objet d'une exploitation bien plus intensive par le passé que maintenant (fig. 1 ci-contre). Ponctuellement un usage intense subsiste pour des particuliers. Il est bien entendu extrêmement difficile de reconstituer les variations de stocks de bois mort en forêt au cours du temps, mais il est très vraisemblable qu'elle était appauvrie en bois mort, en lien avec une utilisation souvent intensive de la ressource énergétique pour les populations. Les rares travaux en cours sur la relation entre un usage ancien intensif versus extensif de la forêt et l'incidence de ces historiques contrastés sur la biodiversité en forêt (projet ANR Forgeco, Dupouey *et al.*, 2013) montrent que les effets visibles sont peu importants, que ce soit au niveau du sol ou de la végétation herbacée (les résultats sur d'autres compartiments de la biodiversité étant très lacunaires), ce qui peut être interprétée de différentes façons :

- les sols sur-exploités ont déjà récupéré (faible effet à long terme des sur-exploitations), ou,
- les sites étudiés n'ont pas subi des prélèvements très importants et n'en gardent pas, pour cette raison, les effets (problème d'échantillonnage), ou enfin,
- tout a été sur-exploité à une époque plus ancienne : l'effet serait fort mais trop prégnant pour s'en dégager.



Figure 1 : carte postale ancienne (début XX^e siècle) présentant la récolte de rémanents en Forêt de Sénart

La biodiversité actuelle a donc survécu à des pressions fortes. La théorie de la biologie de la conservation propose, face à cette situation, plusieurs hypothèses :

- les espèces actuellement présentes et abondantes sont des espèces particulièrement résilientes sinon résistantes aux pressions sur leur ressource : on pourrait prédire que les préconisations actuelles leur garantiraient toujours un niveau de pression bien moindre que ce qu'elles ont connu par le passé, et leur seront donc profitables.
- d'autres espèces, moins résistantes/résilientes risquent de disparaître mais des mesures de conservation spécifiques permettraient d'éviter leur extinction.
- d'autres espèces sont encore présentes mais leurs populations faibles, fragmentées ou génétiquement appauvries rendent leur disparition inéluctable, quelles que soient les mesures prises : on parle alors de **dette d'extinction**.

Les faibles connaissances sur les dynamiques des populations, *a fortiori* pour des groupes d'espèces ordinaires à faible enjeu patrimonial, ne permettent pas de trancher entre ces hypothèses.

Par symétrie, les mesures de conservation prises pour restaurer les structures que les pratiques passées réduisaient voire supprimaient (îlots de sénescence, réserves biologiques), en même temps qu'une forêt privée de plus en plus morcelée et de fait non gérée (propice au développement de ces structures), sont à même de favoriser le développement d'espèces jusqu'alors très contraintes. Mais la réponse de ces espèces n'est pas nécessairement immédiate, et l'on peut alors s'attendre à observer à l'avenir les bénéfices de ces mesures de gestion. Ces hypothétiques colonisations futures sont qualifiées de **crédit** d'immigration (Jackson et Sax, 2010).

La dimension mal appréhendée du « paysage »

Les études disponibles ne disent rien sur les impacts sur la biodiversité d'une politique de mobilisation accrue de biomasse à l'échelle d'un massif ou d'un bassin d'approvisionnement. Or les caractéristiques écologiques (capacité de dispersion notamment) de certaines espèces sont déterminantes puisqu'elles leur permettent de migrer d'une zone devenue défavorable vers une zone refuge. Pour cette raison, les impacts régionaux ne peuvent se déduire simplement des impacts locaux. La question est donc celle de la continuité spatio-temporelle des structures favorables à ces espèces, à l'échelle des paysages. Les connaissances relatives aux dynamiques des populations et aux capacités de dispersion/colonisation restent cependant lacunaires.

Peu d'éléments sur la dimension fonctionnelle de la biodiversité liée aux rémanents

Les enjeux qui sous-tendent la plupart des études relèvent de l'aspect patrimonial (espèces dépendantes de la présence des rémanents), alors qu'à l'exception notable de la problématique des pathogènes, les **conséquences fonctionnelles** pour l'écosystème restent largement à l'état d'hypothèses. De plus, les travaux concernant les conditions environnementales et les modalités de gestion représentatives du contexte tempéré et en particulier français font largement défaut.

Gestion de la biodiversité associée aux rémanents

L'écologie de la biodiversité forestière est un domaine de recherche qui a émergé récemment ; moins technique et quantitatif que d'autres domaines des sciences forestières (fertilité des sols, dendrométrie, économie), il est aussi très délicat à appréhender, car il porte sur des objets beaucoup complexes, multidimensionnels et multivariés. La conservation de la biodiversité forestière répond à des préoccupations très variables selon l'échelle et la zone biogéographique considérée. À l'échelle mondiale, l'enjeu de préservation de la biodiversité forestière est confondu avec celui de la lutte contre la déforestation dans les zones tropicales (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique 2010). En France, la protection foncière des espaces forestiers par la loi napoléonienne constitue *de facto* la première mesure de préservation des forêts, dont la surface en métropole a presque doublé en deux siècles. Néanmoins, la conservation de la biodiversité répond à des enjeux patrimoniaux, socio-culturels et fonctionnels dans la mesure où cette biodiversité constitue notre support de vie.

4.8 Références bibliographiques

Aubert M., Hedde M., Decaëns T., Margerie P., Alard D., Bureau F., 2005. Factors controlling soil macrofauna spatial pattern in a pure beech and a mixed beech-hornbeam forest. *Comptes-rendus biologies* 328, 57-74.

Bouget C., Gosselin M., Gosselin F., and Bergès L., 2009. Conséquences de l'augmentation des prélèvements de biomasse ligneuse pour la biodiversité forestière. Landmann G., Gosselin F., Bonhême I (coord.) *Bio2, Biomasse et Biodiversité Forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*. Paris, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, Ecofor, 73-87.

Bouget, C., Lassauce A., and Jonsell M., 2012. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity — a review focused on the situation in Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 42,1421-1432.

Dupouey J.-L., Bergès L., Bouget C., Chauchard S., Cordonnier T., Dauffy-Richard E., Feiss T., Montpied P., Rochel X., 2013 Impacts des changements d'usage anciens sur la biodiversité et les sols forestiers. Entre agriculture et forêt. Séminaire scientifique : Forêts et écosystèmes cultivés. Vers une intensification écologique ? La Bastille, Grenoble, 3 et 4 décembre 2013, Irstea et Ecofor, 6 p.

Jackson, S.T., Sax, D.F., 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology and Evolution* 25, 153–160.

Jactel H., Meredieu C., Labbe T., Halder I v, Vetillard F., Brin A., Torres U., Pawson S., 2013. *Incidence des scénarios sylvicoles visant l'augmentation de la production de biomasse forestière sur la biodiversité associée au bois mort en forêt landaise - Approche par simulation – SIMBIOSYS*. Bordeaux, INRA Biogeco, 31 p.

Littlefield, C.E., Keeton, W.S., 2012. Bioenergy harvesting impacts on ecologically important stand structure and habitat characteristics. *Ecological Applications*, 22(7),1892-1909.

Lõhmus, A., Kraut, A., Rosenvald, R., 2013. Dead wood in clearcuts of semi-natural forests in Estonia: site-type variation, degradation, and the influences of tree retention and slash harvest. *European Journal of Forest Research*, 1-15.

Pischedda D., (coord) 2009. Pour une exploitation forestière respectueuse des sols et de la forêt "PROSOL". Guide pratique, ONF, FCBA, 110 p.

Verkerk P.J., Lindner M., Zanchi G., Zudin S., 2011. Assessing impacts of intensified biomass removal on deadwood in European forests. *Ecological Indicators*, 11(1), 27-35.

Walker J.K.M., Ward V., Paterson C., Jones M.D., 2012. Coarse woody debris retention in subalpine clearcuts affects ectomycorrhizal root tip community structure within fifteen years of harvest. *Applied Soil Ecology* 60, 5-15.

5. Les mesures préconisées à l'étranger pour limiter les inconvénients potentiels de la récolte de rémanents

Anne-Sophie Cabral et Guy Landmann, Ecofor

L'analyse des pratiques étrangères¹³ relatives à la gestion des rémanents (Cabral, ce volume, voir Partie 2, Rapport 4) permet de dégager quelques informations sur la nature des recommandations et, éventuellement, des normes, qui ont été adoptées dans ces pays.

5.1 Quelles sont les pratiques de gestion dont traitent les guides ?

Les références à une interdiction de récolte des rémanents forestiers sont rares. En effet, l'objectif des guides est essentiellement d'identifier les pratiques à risque d'impact négatif, les zones potentiellement sensibles à la récolte et d'amener l'opérateur à évaluer précisément la situation de sa parcelle avant d'effectuer ses choix sylvicoles. Les recommandations restrictives concernent principalement les **zones humides** et les **zones sensibles** (écosystèmes rares et menacés, sols sensibles).

Les autres recommandations portent principalement sur les propriétés physiques et chimiques du sol. Les préconisations ont pour but de minimiser les impacts négatifs que peut avoir la récolte sur :

- la **richesse du sol en nutriments** : la majorité des recommandations porte sur le fait de retenir des compartiments au sol de manière générale ou plus précisément par séchage des rémanents qui permet la chute des menus bois et du feuillage. Les recommandations qui

¹³ Les documents analysés concernent les pays anglophones : Royaume Uni, Etats Unis d'Amérique (Canada, Irlande, Nouvelle-Zélande Quelques données de Roumanie, de Lettonie, du Danemark, de Suède, et de Finlande) ont été inclus sur la base d'échanges avec des correspondants

précisent la quantité minimale de rémanents à laisser sur la zone sont rares. Quelques indications quantitatives ont été trouvées dans les guides américains.

- la **porosité du sol** : les guides préconisent une récolte par temps sec, l'absence de récolte sur sol sensible, et la limitation des pratiques sylvicoles qui impliquent des passages répétés.

Ces thèmes sont suivis par :

- la **biodiversité** : les recommandations soulignent l'importance de la notion d'habitat ; les débris de taille et de degré de décomposition divers présents sur le sol forestier forment des habitats hébergeant une biodiversité originale. Il est recommandé de laisser une partie des compartiments au sol afin de maintenir au maximum la présence et la diversité des débris,
- La **qualité de l'eau** et la **préservation des zones humides** : la recommandation récurrente est de ne pas laisser se déverser et/ou s'accumuler des résidus d'exploitation dans les cours d'eau et les zones humides et/ou de ne pas effectuer un stockage ou une récolte à proximité de ces zones afin d'éviter leur pollution,
- la défense contre l'incendie.

5.2. Quels compartiments forestiers sont susceptibles d'être récoltés pour le bois énergie à l'étranger ?

Les compartiments concernés par une récolte dont l'objectif est de produire du bois énergie et qui sont communs à la majorité des guides sont :

- les gros débris et résidus d'exploitation,
- les branches et menus bois,
- le feuillage,
- les petites tiges sans valeur marchande et tiges de première éclaircie,
- bien que de manière plus ponctuelle, le bois mort et les souches,

Les pratiques de récolte effectives n'étant pas souvent précisées dans les guides, il est difficile d'avoir une idée de l'intensité réelle de prélèvement de chaque compartiment. Cependant, un grand nombre de recommandations porte sur la rétention du feuillage et des brindilles ; l'idée de l'importance de ces compartiments pour la préservation de la fertilité du sol semble très partagée.

5.3 Comment se situe, par la nature de ses messages, le Guide Ademe par rapport aux guides étrangers ?

Le guide produit par l'ADEME en 2006 repose essentiellement sur une classification des sols en fonction de leur sensibilité à la récolte de biomasse pour le risque de perte de fertilité. La sensibilité des sols est appréciée en fonction du type d'humus, du pH et de la texture du sol. Selon le degré de sensibilité du sol, des recommandations sont formulées sur la fréquence de récolte au cours de la vie du peuplement, le stade de récolte, et les actions de fertilisation compensatoires à donner.

On retrouve ce type de classification des sols dans les guides de plusieurs pays, mais les recommandations associées ne couvrent pas la **fréquence et le stade de récolte**. **Le Guide ADEME semble être le seul guide technique spécifique à la récolte des rémanents qui formule ce type de recommandations.**

Les recommandations contenues dans les guides étrangers forment un **cadre souvent plus général** et portent surtout sur la possibilité ou non d'effectuer une récolte en regard des risques de dommages physiques et chimiques sur le sol. Les recommandations relatives à la fertilisation sont rares.

5.4 Quelles sont les orientations générales des guides et le rôle des différents opérateurs dans leur production ?

Deux facteurs principaux relatifs à l'objectif des documents influencent la marge de manœuvre des opérateurs par rapport aux guides :

- la nature normative ou non des guides,
- leur portée géographique et la précision des recommandations.

Dans le cas des pays anglophones (Etats-Unis, Canada, Royaume-Uni, Irlande, Nouvelle-Zélande, Etats-Unis), les guides produits par les organismes publiques, lorsqu'ils existent, prennent souvent la forme de normes, excepté dans le cas des documents américains dont l'objectif est d'apporter une aide à la décision pour les opérateurs qui sont libres dans leur choix de gestion. Dans le cas des forêts privées, les documents ont valeur d'aide à la décision, l'application des recommandations pouvant être encouragée par la délivrance conditionnelle d'aides à la gestion forestière pour les propriétaires.

Les guides produits par les Etats unitaires ont une portée nationale. Dans les Etats fédéraux, il peut exister des documents à l'échelle nationale, mais le plus souvent ils sont développés à l'échelle de l'état ou de la province. Les guides analysés ont donc une portée géographique globale, qui rend nécessaire l'intégration des informations et des recommandations à l'échelle locale par les opérateurs. L'aide que l'on trouve dans les guides pour cette adaptation se traduit le plus souvent par des outils tels que des classifications du niveau de risque en fonction du type de sol (sols sableux, podzols, etc.). Les risques abordés sont les dommages physiques, la perte de fertilité, la perte de carbone, l'acidification, l'érosion. Des diagrammes traduisent par ailleurs l'évolution potentielle de l'intensité de récolte en fonction de facteurs tels que la richesse du sol et l'intensité de l'exploitation. Enfin des arbres de décision intègrent une évaluation des caractéristiques du site ou de la récolte.

La majorité des documents récoltés correspond à des guides relatifs à la gestion durable dans lesquels ont trouvé des informations relatives à la gestion des résidus et des guides spécifiques. Dans ces documents, peu directifs, la formulation des recommandations reste très générale et laisse une part d'interprétation et d'adaptation importante à l'opérateur. L'aspect essentiellement qualitatif des recommandations peut s'expliquer par le caractère très évolutif des connaissances sur les impacts de cette pratique dont le développement est récent. Ce contexte de changement se reflète dans les sources des documents, qui peuvent provenir de revues scientifiques autant que de retours d'expérience et de dires d'experts, dans leurs mécanismes de production qui implique souvent la participation de parties prenantes multiples et dans la nature temporaire des informations, qui est précisée dans de nombreux documents.

Un résultat un peu inattendu de cette recherche est la quasi-absence d'informations précises sur des indicateurs quantitatifs (type indicateur de sensibilité des sols) qui seraient mis en œuvre systématiquement. Dans le même ordre d'idée on ne trouve pas de préconisations précises sur le nombre de prélèvements possibles sur une durée de vie de peuplement ou de stades. Cet aspect mériterait d'être vérifié auprès d'un certains nombres d'experts étrangers.

CHAPITRE 4.

PISTES DE RECOMMANDATIONS

Avertissement

Les pistes de recommandations proposées ci-après concernent en priorité les gestionnaires forestiers. S'y ajoutent quelques recommandations plus générales à destination des acteurs de la politique forestière.

1. Gestion de la fertilité minérale

Laurent Augusto, INRA et Claudine Richter, ONF

La formulation de recommandations applicables par les gestionnaires forestiers s'appuiera sur les principaux constats issus de l'analyse des connaissances.

S'agissant du **compartiment feuillage**, il est acquis que l'exportation (en plus des branches) présente un surcoût maximum en nutriments pour les peuplements et entraîne des impacts plus prononcés au niveau du sol et de la croissance des arbres que les autres types de récoltes de rémanents. Même si la pratique reste actuellement marginale pour les raisons rapportées plus haut (partie 1, chapitre 3, 1.4) et qu'on convient qu'il s'agit d'un compartiment de l'arbre dont la récolte présente un rapport coût/bénéfice généralement défavorable, il convient d'identifier les situations où le prélèvement du feuillage s'avérerait techniquement incontournable (voir notamment le développement de récolte d'arbres de petites dimension avec feuillage).

En pratique, il est recommandable de récolter les rémanents (ici, menus bois) hors période de végétation pour les essences caducifoliées ou après séchage des rémanents **sur parcelle** pour les essences sempervirentes, afin de limiter les exportations du feuillage. Ces recommandations sont conformes à celles du guide ADEME (2006).

Le **stade de développement** des arbres lors de la récolte est un aspect important. En effet, il a été montré que le coût nutritif pour l'écosystème de la récolte de rémanents était bien plus important pour les arbres jeunes. Il faut donc considérer que la récolte de rémanents dans les stades jeunes a nettement plus d'impact qu'une récolte de tige seule et que la réflexion sur la récolte peut être basée, à ce stade des travaux, sur un seuil de taille des tiges, entre 10 et 20 cm selon les essences. Au-dessus de ce seuil, le surcoût en nutriment reste conséquent mais présente moins de risques. En dessous de ce seuil et selon le niveau de prélèvement, la récolte des rémanents peut être déconseillée. Ce cas de figure mériterait une attention particulière de par ses logiques divergentes : les premières éclaircies ont tout d'abord un intérêt sylvicole important, à cette occasion elles produisent une part significative du bois énergie, mais dans le cas de systèmes de récolte sur arbres entiers, elle s'accompagne fatalement, au moins dans le cas des éclaircies dites pré-commerciales, de prélèvement des menus bois,

Enfin, un autre compartiment est à considérer : il s'agit de l'**écorce**, qui ne représente qu'une petite part de la biomasse du tronc, mais contient entre un tiers et plus de la moitié des nutriments. Il y a quelques décennies, la pratique de l'écorçage était fréquente avant de tomber en désuétude, essentiellement pour des raisons de coûts de main d'œuvre. Son abandon sur place représente ainsi une faible diminution de biomasse récoltée mais garantit un retour important de fertilité au sol. Les solutions techniques d'écorçage des troncs vont de pair avec les engins de récolte. Il ne paraît cependant pas envisageable actuellement, ni techniquement, ni économiquement, d'intégrer cette

composante écorçage. En effet, si les systèmes classiques de bûcheronnage mécanisé avec façonnage se traduisent par un écorçage partiel (non recherché), les systèmes en voie de développement de têtes à cisaille pour la récolte d'arbres entiers ou de tronçons d'arbres entiers ne permettent pas un écorçage.

Dans les situations où un niveau d'exportation élevé serait la contrepartie de récolte de compartiments riches en nutriments, il convient de s'interroger sur l'intérêt de compenser les prélèvements accrus de nutriments avec des opérations de **fertilisation compensatoire**, en prenant en compte le fait que les cendres peuvent avoir un intérêt indépendamment d'une compensation d'une récolte accrue de menus-bois et autres rémanents (cas de l'Allemagne par exemple) et qu'à ce titre, cette question mérite d'être discutée dans un cadre plus large de valorisation de ces résidus de combustion et de gestion de la fertilité des sols (restauration, prévention, amélioration de la fertilité).

En amont des aspects techniques, la **question des intrants** dans le cadre de la multifonctionnalité de la gestion forestière mériterait d'être approfondie : quelle place pour les amendements visant la restauration de la fertilité de sols, ou pour la « compensation » (prévention destinée à atténuer les risques de dégradation liés à des prélèvements accrus de biomasse) ? Une mise en cohérence avec les systèmes de certification forestière française est sans doute nécessaire. Une question comme l'apport des cendres serait moins difficile à traiter si la politique forestière intégrait explicitement cet aspect, entre demande de production accrue de biomasse (tous usages), et enjeu de préservation de la biodiversité et de l'environnement.

2. Gestion de la biodiversité dans le cadre de la récolte de rémanents

Vincent Boulanger, ONF, et Christophe Bouget, IRSTEA

Préambule : les recommandations générales émises dans le rapport Bio2 (Landmann *et al.*, 2009) relativement à la protection de l'environnement lors des opérations de récolte, des mesures de conservation et de protection du bois mort restent pertinentes pour le cas particulier de la mobilisation de rémanents. Nous proposons ci après quelques éléments qu'il serait souhaitable de prendre en compte dans les travaux visant la formulation des recommandations pratiques.

Où prélever les rémanents ?

Dans le cas des zones faisant l'objet de mesures de protection, ou désignées comme zones protégées, il sera nécessaire d'évaluer la compatibilité de la mobilisation de rémanents avec le cahier des charges déjà en vigueur. Dans les **milieux naturels classés sensibles pour des habitats, une flore ou une faune remarquable**, une attention particulière sera portée aux espèces et structures ayant motivé ce classement. La récolte de rémanents pourra être proscrite dans le cas où les espèces ayant motivé le statut de protection seront liées à la présence de menus bois (carabes, oiseaux, amphibiens...). Dans le cas où les effets de la récolte de rémanents sont incertains, des chantiers pilote pourront être mis en place conjointement à des suivis des compartiments de biodiversité permettant de jauger des effets de ces récoltes de rémanents.

Indépendamment des enjeux de fertilité des sols, un autre filtre spatial à examiner est celui de l'**ancienneté de l'état boisé**. Par la continuité temporelle de leur état boisé, les zones de forêts anciennes ont historiquement constitué des refuges pour la biodiversité forestière qui n'a pas été affectée (ou très anciennement) par des changements d'usage des sols. Une contribution à la préservation de cette biodiversité originale et du fonctionnement de ces milieux, pourrait passer par un prélèvement plus modéré des menus bois dans ces zones de forêts anciennes. La cartographie des enjeux écologiques ne doit cependant pas reposer sur le seul critère d'ancienneté (héritage), mais intégrer les critères fonctionnels de fragmentation (isolement et probabilité de colonisation).

Pour des mesures de prévention des risques de pathologies (cas du *fomes* notamment), il serait intéressant de préciser les recommandations pour mettre en œuvre la **récolte des souches** dans les parcelles où la présence de pourridiés racinaires est avérée.

Quelles quantités prélever ?

La diversité des espèces et la multitude de relations (parfois assez complexes) qui les lient aux rémanents d'exploitation ne permet pas, dans l'état actuel des connaissances, de donner de niveau indicatif de prélèvement de rémanents qui limiterait les impacts.

La mobilisation des rémanents se traduit dans tous les cas, mais avec des variations encore imparfaitement comprises, de pertes au sens de biomasse exploitée mais restant au sol (couramment de 30 à 40 %). Relativement à ces pratiques, il serait intéressant de voir dans quelle mesure les opérateurs peuvent **veiller à conserver un maximum de diversité dans ces pièces de bois mort au sol** (taille, essence et stade de décomposition des pièces de bois). En l'état des connaissances, il n'est pas possible de préciser la fraction de rémanents qu'il serait bon de ne pas exporter ; en cohérence avec des contraintes de logistiques de chantiers d'exploitation, il apparaît préférable de recommander de ne pas exporter de rémanents sur une partie de la parcelle en chantier.

De manière générale, les recommandations déjà émises concernant les rémanents concourent au maintien de cette diversité des pièces de bois mort. Il s'agit alors de veiller à ce que les essences présentes dans le peuplement soient également présentes dans le bois mort, de veiller au respect des pièces de bois en décomposition. La récolte des rémanents ne doit pas porter sur 100 % du gisement, les opérations de récolte doivent maintenir le sous-bois non exploité (arbustes) et les purges. Le brûlage des rémanents doit bien entendu être proscrit.

Bien que les bois ne perdent en potentiel énergétique qu'à mesure de leur dégradation, il est important de rappeler que **le prélèvement ne doit porter que sur les bois « frais »**, issus de l'opération d'exploitation en cours. Il serait intéressant d'approfondir l'idée et la faisabilité de **recommandations visant la quantité de bois mort restant sur coupe** relativement à la quantité présente avant coupe. À titre d'exemple, FSC Estonie prescrit de maintenir une quantité de bois mort au sol semblable à celle présente avant coupe dans le peuplement avant exploitation. En terme de flux, cela signifie de maintenir sur site, un volume et une diversité de rémanents qui permette d'assurer la continuité de cette ressource. La dynamique de cette ressource dépend des volumes générés par exploitation, des flux de dégradation naturelle et des volumes détruits par le passage des engins. Ceci fait particulièrement sens pour les plus grosses pièces de bois, ressource dont la mobilisation est la plus rentable. Le déploiement de ces recommandations doit être accompagné par des éléments plus factuels sur la mise en œuvre, et les modalités d'évaluation (échelle spatiale, indicateurs, mesures).

Modalités de stockage des rémanents

Pour prévenir les dommages aux populations causées par les effets de **puits écologique** (installation d'espèces sur un substrat destiné à être exporté puis brûlé), la réflexion pourrait porter sur la possibilité (et les modalités) de **ne pas exporter l'intégralité de ce qui a été initialement stocké** pour séchage, ressuyage et relargage des éléments nutritifs. En particulier, il pourrait être intéressant de prévoir la **réétention définitive d'une partie des pièces de bois mort au sol**, prévues pour export, afin de les laisser évoluer jusqu'au stade carié. Certains auteurs ont même émis l'idée d'une pile de rémanents « permanente » (continuité d'habitat), réalimentée à chaque coupe par un pourcentage de rémanents non récoltés (Davies *et al.*, 2008).

Dans le cas particulier où les rémanents sont stockés en piles hors des parcelles, il serait intéressant, au moment de leur enlèvement, de laisser sur place des éléments de surface des tas, où se concentre un maximum d'espèces. Pour prévenir l'encombrement des places de dépôt, on pourrait prévoir le repositionnement de ces éléments de surface à maintenir en forêt sur des surfaces dédiées (dans des zones de clairière à proximité immédiate, dans le peuplement voisin...). L'efficacité d'une telle recommandation, ainsi que les modalités de sa mise en œuvre pratique, nécessiteraient cependant d'être précisées avec des travaux de R&D ad hoc.

Des travaux de simulation permettraient d'optimiser la taille des tas de rémanents pour limiter la proportion abandonnée, en minimisant les risques pour les espèces.

Le positionnement de branches de petites sections dans les parcelles sur les cloisonnements d'exploitation, est susceptible d'avoir de nombreux effets bénéfiques pour la biodiversité : maintien d'un volume minimal de bois mort de petite taille (conservation d'habitat), limitation du tassement des sols (protection de la biodiversité endogée), accroissement de la présence de bois mort dans les horizons superficiels du sol, favorable à des cortèges d'insectes et de champignons originaux et au rôle fonctionnel possiblement important.

Référence bibliographique

Davies, Z.G. Tyler G., Stewart G., Pullin A., 2008. Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation*, 17(1), 209-234.

CHAPITRE 5. PISTES DE RECHERCHE ET DE SUIVI

1. Connaissance de l'évolution des modalités de récolte de bois-énergie

Guy Landmann, Ecofor

Les effets potentiels de la récolte de rémanents dépendent fortement des compartiments de l'arbre exportés. Les recommandations de bonne gestion seront d'autant mieux suivies qu'elles seront réalistes et mises en œuvre par des opérateurs sensibilisés et formés. Mais il n'en demeure pas moins que les facteurs qui pilotent l'évolution des techniques d'exploitation sont nombreux, et que ces techniques, continueront à évoluer probablement assez rapidement avec le développement des installations de combustion en cours d'installation et programmées du bois énergie.

Afin de mieux connaître les pratiques actuelles et d'identifier le développement de pratiques qui pourraient avoir des effets indésirables, un suivi de chantiers de récolte de bois-énergie est fortement recommandé. Un tel « **observatoire des pratiques de récolte de bois-énergie** » nécessiterait une collaboration des opérateurs de terrain et des instituts de recherche technique. Sur la base d'une révision des préconisations du guide ADEME 2006, cet observatoire permettrait d'assurer régulièrement une révision des choix à dire d'experts, en plus des avancées parallèles des chercheurs, afin d'assurer une réelle gestion adaptative.

Pour lui donner la crédibilité nécessaire, une procédure explicite de sélection des chantiers est conseillée. Un des rares systèmes de retours terrain de ce type est le programme de suivi suédois du « progrès réalisé en matière de production et de protection environnementale » basé sur un tirage au sort de coupes finales qui sont analysées par les agents du Swedish forest agency¹⁴. L'inventaire est réalisé sur des parcelles tirées au sort, et visitées avant la coupe, et un an ou 5 ou 7 ans après, et un millier environ de sites sont visités chaque année. Le suivi réalisé dans l'observatoire français pourrait porter sur des coupes plus diversifiées et un accent particulier serait mis sur l'appréciation quantitative et qualitative des rémanents restants sur le parterre de coupe en fonction des systèmes d'exploitation. Les modalités d'échantillonnage et le protocole d'un tel suivi nécessiteraient une étude spécifique.

Les relevés réalisés dans le cadre de l'**inventaire forestier** sont a priori peu adaptés à l'examen des effets des systèmes d'exploitation car ils sont moins spécifiques qu'une visite de chantier et l'intensité d'échantillonnage est a priori trop faible pour refléter l'évolution de pratiques peu répandues. L'intérêt des données récoltées en routine mériterait cependant examen. L'évolution des surfaces en régénération dans les peuplements forestiers (indicateur 4.2 de gestion durable des forêts) pourrait fournir des indications sur l'évolution en cours dans les régions de forte mobilisation de la ressource. En outre, l'inventaire des prélèvements basé sur le **retour sur tous les points 5 ans** après le premier

¹⁴ site de la Swedish Forest Agency consulté le 10 juillet 2013 : <http://www.skogsstyrelsen.se/en/AUTHORITY/Statistics/Subject-Areas/Silviculture/Description-of-Statistics/> Swedish Forest Agency, Description of Statistics

passage pourrait fournir des informations intéressantes sur les types de coupe. Ces retours « 5 ans après » ne sont cependant pratiqués que depuis 2005 et les premiers résultats n'ont pas encore été évalués.

Enfin, une initiative peu onéreuse, de nature complètement différente, pourrait être mise en œuvre pour cerner l'évolution des méthodes d'exploitation ; il s'agit de l'extension de l'enquête annuelle réalisée par le FCBA sur les engins de récolte forestiers – qui porte actuellement sur les porteurs, débusqueurs, machines et têtes de bûcheronnage – aux **têtes d'abattage**.

2. Gestion de la fertilité des sols - Indicateurs de sensibilité des sols à l'exportation de rémanents

Laurent Augusto, INRA et Noémie Pousse, ONF

Un des résultats du projet RESOBIO a été de montrer que, plus les sols sont pauvres en nutriments, plus les effets de la récolte des rémanents sur la croissance après récolte sont prononcés (cf. Partie 2., Rapport 1). A l'inverse, une récolte de rémanents peut ne pas avoir d'effets négatifs sur les sols les plus riches. Il faut donc pouvoir mieux appréhender la sensibilité et la résilience d'un écosystème forestier à la récolte de rémanents.

L'identification ou la construction d'un tel indicateur n'était pas un objectif poursuivi dans le cadre de RESOBIO. Le travail qui y a été consacré a mis en évidence qu'il n'existait pas, parmi les variables de sol et d'environnement communément étudiées, un indicateur à la fois simple, générique, fiable et robuste (cf. résultats sur le rapport S/T, Partie 2, Rapport 2). Ce résultat est cohérent avec l'analyse comparative qui a été faite des guides de bonnes pratiques de gestion utilisés dans divers pays (cf. Partie 2, Rapport 4). En effet, ces guides étrangers ne donnent que des recommandations à caractère général, sans utilisation d'indicateurs quantitatifs. Cette étude comparative confirme ainsi que l'établissement d'un système indicateur, à la fois précis et fiable, de la réponse des forêts à la récolte de rémanents est une entreprise difficile. En l'état actuel, le système indicateur français (Guide ADEME 2006) peut être considéré comme plutôt conservateur : il qualifie comme tels la plupart des sites réellement sensibles, et conduit probablement à qualifier de *sensibles* à la récolte de rémanents *certain*s écosystèmes qui pourraient supporter ce type de récoltes. Il n'est pas possible, en l'état actuel des connaissances, d'identifier ces sols *faussement sensibles*. Cette difficulté ne pourra être surmontée que par le développement de connaissances permettant de quantifier/qualifier de manière plus précise la sensibilité et la résilience d'une forêt.

Une piste suivie par l'INRA et l'ONF consiste à fusionner les différentes bases de données existant en France sur les écosystèmes forestiers afin de bâtir une base de données nationale, représentative et la plus exhaustive possible. Cette base de données devra être scientifiquement exploitée afin d'identifier des indicateurs, fiables et faciles d'accès, de la sensibilité des écosystèmes à la récolte de rémanents. Ces indicateurs, une fois identifiés, pourraient être utilisés directement par les gestionnaires.

D'autres pistes peuvent être poursuivies ; ainsi, le FCBA¹⁵ mène actuellement des travaux visant à construire une interface de calcul de bilans de fertilité (apports par les pluies et l'altération des minéraux, pertes par drainage et par prélèvements sylvicoles), calibrée par région forestière. Si l'outil est validé, les organismes de R&D pourraient alors tester divers itinéraires sylvicoles, pertinents dans le contexte régional concerné, et formuler des conseils aux gestionnaires.

3. Restauration de la fertilité des sols par retour des cendres de bois en forêt

Claudine Richter, ONF

Les besoins de recherche sont manifestes notamment dans les domaines suivants :

Développement de références et méthodes agronomiques d'utilisation des cendres.

Il s'agirait de i) constituer une base de données avec les caractéristiques des cendres produites en France, en ayant accès aux caractéristiques et à leur variabilité en fonction des approvisionnements, des chaudières, de la saison, etc.), ii) valoriser (et compléter le cas échéant)) des réseaux

¹⁵ Travaux de Cacot dans le cadre du projet ANR Forgeco

expérimentaux et dispositifs anciens d'amendement/fertilisation existants, iii) mettre en place de dispositifs pour l'étude des effets des cendres dans les contextes des écosystèmes de métropole (région, types d'intervention) : faisabilité et effets d'apport de cendres et, enfin, iv) mener des travaux de R&D sur les formes d'apport des cendres : biodisponibilité différentielle des éléments nutritifs et métaux lourds, effet du pH des sols.

Développement d'approches socio-économiques

Elles qui font très largement défaut. Il faudrait notamment i) analyser l'acceptabilité des cendres (amendement et fertilisation en général), ii) mener des évaluations économiques de l'intérêt des cendres (en amendement ou pour de la compensation d'exportations de rémanents ?), et iii) étudier la faisabilité de mise en place de filière(s) de valorisation des cendres en France pour des épandages forestiers (en plus d'épandages agricoles) : notamment, cartographie (et calendrier) des productions de cendres propres (BDD ADEME des chaudières ?) vs des zones potentielles.

Développement d'outils opérationnels

Les outils suivants font défaut : i) diagnostic pour raisonner les apports (dans quelles situations ? quelles quantités ? quels éléments nutritifs ?...), ii) guide technique pour aider aux choix logistiques (période, forme, engins d'épandage...) et à la rédaction des cahiers des charges, iii) aide au calcul des quantités de nutriments à apporter pour compenser, le cas échéant, les exportations. Celles-ci pourront être estimées en se basant sur les équations calibrées dans le cadre du projet RESOBIO (cf. Achat, Partie 2, Rapport 1, annexe 2). Ces relations allométriques simples ne font intervenir en variable d'entrée que la biomasse de bois fort ; elles sont donc faciles à utiliser par les gestionnaires. Ces équations ont été calibrées pour les principales essences métropolitaines et principaux types de récoltes de rémanents. Elles permettent d'estimer les exportations de nutriments de la plupart des scénarios sylvicoles. Ces estimations permettraient d'alimenter de manière objective la réflexion sur d'éventuelles restitutions de fertilité en forêt.

En amont de la pratique elle-même, non autorisée, on peut citer l'intérêt, dans le domaine de la **normalisation des cendres**, d'une plus grande implication du secteur forestier dans les travaux du groupe de travail « cendres » du BNFERTI¹⁶ qui travaille sur les orientations et recommandations, en faisant valoir des logiques d'utilisation différentes entre les secteurs agricole ou forestier.

4. Relations entre exports de rémanents et biodiversité forestière

Vincent Boulanger, Christine Deleuze ONF et Christophe Bouget, Irstea

Préambule : Les éléments ci-dessous identifient des pistes de recherche prioritaires sur la question des impacts de la mobilisation de rémanents sur la biodiversité forestière. Les questions ciblent d'une part les lacunes de connaissances nécessitant des travaux de recherche scientifique et d'autre part des besoins de développement, à vocation plus opérationnelle.

Etudes rétrospectives sur les effets à long terme des récoltes de BE

Comme évoqué plus haut (Partie 1, Chapitre 3, 4.7) les forêts françaises ont fait l'objet d'une exploitation nettement plus intensive par le passé que maintenant. Cependant, et contrairement à l'étude des effets du reboisement par exemple, l'étude des impacts écologiques des pratiques forestières anciennes en forêt n'en est qu'à ses débuts. C'est pourtant un enjeu de recherche important dans un contexte de développement de la production de bois-énergie. Le progrès dans ce domaine est contrarié par la très grande difficulté de **localiser, décrire, et quantifier les prélèvements** anciens. Les historiens ont mis en évidence de nombreuses situations comparatives

¹⁶ Le Bureau unique de Normalisation pour la Fertilisation regroupe depuis 2012 la normalisation des Matières Fertilisantes et Supports de Culture gérée auparavant par i) le bureau de Normalisation des Amendements Minéraux et Engrais (BNAME et ii) la Commission AFNOR-U44A (amendements organiques)

qu'il reste à explorer. Il y a donc lieu de persévérer dans ces recherches sur davantage de cas, sur des cas mieux documentés, avec la collaboration de géo-historiens.

Suivis des impacts des pratiques ponctuelles sur la biodiversité

Comme évoqué au point 3.4, les études se fondent largement sur les aspects patrimoniaux de la biodiversité. Les informations sur les aspects fonctionnels et la fourniture de services écosystémiques sont très déficitaires (en particulier les espèces auxiliaires, les décomposeurs du bois mort, les espèces stratégiques dans le fonctionnement des sols et pour la fertilité etc.). Il y a là un champ de recherche important à développer.

Les exports de rémanents selon diverses modalités propres aux stades sylvicoles (arbre entier dans les premières éclaircies, cessionnaires et affouagistes pour les houppiers et menus bois, etc.) peuvent affecter le compartiment de bois mort et l'ensemble des espèces en dépendant, directement comme indirectement. Les résultats synthétisés dans cette étude sont principalement issus d'études d'écosystèmes scandinaves ou canadiens. Les fortes différences écologiques, paysagères, historiques et sociales justifient pleinement d'étudier en contexte tempéré la réponse des différentes communautés aux pratiques de récolte accrue de biomasse forestière. Par ailleurs, les extractions de souches, passages de types d'engins adaptés à la récolte accrue de biomasse et éventuellement les apports de fertilisants compensatoires sous forme de cendres sont susceptibles d'avoir des effets majeurs sur la biodiversité forestière.

La diversité des compartiments de biodiversité potentiellement impactés nécessite de cibler les compartiments d'étude prioritaire, en lien avec les questions de gestion durable de la ressource associée. La fertilité et le fonctionnement des sols sont particulièrement dépendants de la diversité de la **faune du sol**. Ce rôle fonctionnel joué par la faune du sol, ainsi que l'absence d'études en contexte tempéré pose donc ce compartiment comme prioritaire pour l'évaluation des impacts d'une récolte accrue de biomasse. Les études nord-américaines et scandinaves constituent des bases solides pour la formulation d'hypothèses. La diversité des types de gestion, de peuplements et d'historiques des forêts françaises offre un substrat de travail pour des designs expérimentaux. En outre, la communauté scientifique se montre très active sur ce compartiment de biodiversité : développement de méthodes de barcoding pour une identification facilitée et fiabilisée des lombrics, compartiment inclus dans l'étude IMPREBIO¹⁷.

Améliorer la connaissance sur les flux de bois mort au cours des cycles sylvicoles.

À ce jour, peu d'informations sont disponibles sur les flux de bois le long des cycles sylvicoles (cas des peuplements gérés) et les suivis sur les peuplements en libre évolution (cycle sylvigénétique). Les comparaisons des flux entre cycle sylvigénétique, cycle sylvicole à modalité de récolte traditionnelle (bois fort tige + houppier selon les cas) et cycle sylvicole à modalité de récolte intensive (mobilisation accrue de biomasse à des fins énergétiques : arbre entier, souches) permettraient de mieux cerner les effets des scénarios de récolte afin d'optimiser les prélèvements en maintenant la continuité des différents compartiments de bois mort. Il faudrait également améliorer la qualité de l'information sur la dynamique du bois mort dans les peuplements forestiers en gestion (décomposition, passages d'engins). D'autre part, les suivis de chantiers actuellement mis en œuvre en France estiment le bois mort restant sur coupe par une approche différentielle : estimation de biomasse totale (via tarifs de cubage en biomasse totale) moins estimation de la biomasse récoltée. Il apparaît nécessaire d'envisager des mesures plus directes du bois résiduel au sol (à l'image des travaux nord-américains et scandinaves cités dans ce rapport), ce qui suppose le développement de protocoles ad hoc.

In fine, l'objectif est de statuer sur la ou les période(s) du cycle sylvicole où les prélèvements accrus seraient les moins dommageables.

Pour ce faire, nous pouvons suggérer les axes de travail suivants : origine des bois morts (naturelle ou conséquence d'exploitations), variations de volume par catégories de bois mort le long d'itinéraires sylvicoles, variations selon les stades sylvicoles et le type de coupe considéré.

Ces éléments peuvent être abordés par trois voies complémentaires :

- appel à données : la synthèse des données déjà acquises, en France et dans d'autres zones de forêts tempérées, sous forme de méta-analyse permettrait d'agréger des informations de suivi. La perspective de synthèse à large échelle spatiale permettrait de dépasser les études

¹⁷ programme BGF 2010-2013, MEDDE-GIP Ecofor,

localisées, produisant des résultats contexte-dépendants, dont la généralité reste toujours sujette à cautions. En outre, l'élargissement spatial est susceptible d'augmenter fortement la longueur des cycles sylvigénétiques (pour exemple l'étude Irstea-ONF Gestion, Naturalité Biodiversité n'a pas trouvé de peuplement hors gestion depuis plus de 200 ans, soit moins de la moitié du cycle sylvigénétique complet du Chêne) ce qui permettrait d'explorer des phases de sénescence bien plus poussées et ainsi de mieux statuer sur la position des rémanents dans le cycle sylvicole.

- acquisition de données : comme il n'est pas envisageable d'attendre des décennies pour disposer de données sur les cycles sylvigénétiques et les effets de différentes pratiques sylvicoles, on pourra recourir à :
 - l'approche synchronique, c'est-à-dire la comparaison, à un moment donné, de peuplements sur des gradients de gestion, de composition, de stade de croissance et de type de milieu permettrait d'apporter des éléments de réponse ;
 - des expérimentations de pratiques de récolte et de modalités de rétention variées, via des chantiers pilotes, pour apporter des éléments de réponse d'ordre opérationnel quant aux impacts et opportunités de diverses modalités de récolte et de rétention des rémanents. Le présent rapport a proposé une approche couplée sol-biodiversité qui s'est révélée pertinente pour aborder les enjeux de gestion durable; il apparaît important que ce couplage constitue une base des travaux à venir. Néanmoins, si les impacts des prélèvements de rémanents peuvent être évalués à une échelle très ponctuelle, les différents compartiments de biodiversité n'ont pas les mêmes échelles de réponse (parcelle, massif, paysage) ; ce dernier point devra également être considéré dans les études expérimentales.
- modélisation : les résultats du projet *SIMBIOSYS*, et notamment le modèle proposé pour la dynamique du compartiment bois mort dans le contexte Landais sont très prometteurs. Un travail pourrait être engagé par la suite pour intégrer des modalités de valorisation des rémanents (houppiers, souches) dans le modèle afin de déterminer les scénarios de mobilisation de rémanents les moins impactants, c'est-à-dire assurant la meilleure continuité des caractéristiques du compartiment bois mort.

Suivis des conséquences des exports de rémanents à l'échelle du paysage

La présence du bois mort doit être non seulement appréhendée à l'échelle parcelle, mais la dynamique du bois mort doit également être envisagée à l'échelle des massifs et paysages, échelle essentielle pour les stratégies de conservation des espèces associées à cette ressource. À court terme, c'est-à-dire avant le déploiement massif de stratégies de récolte de bois énergie dans des bassins d'approvisionnement pour les chaufferies bois, il serait intéressant de réaliser un état des lieux des parcelles (caractéristiques dendrométriques du peuplement et du bois mort, historique des prélèvements et itinéraires de gestion). Cet état des lieux constituerait une référence pour les suivis ultérieurs permettant d'évaluer l'intensité et la structuration spatiale des prélèvements de bois. Des comparaisons de paysages ateliers correspondant à des bassins d'approvisionnement avec diverses modalités de mobilisation (intensive à visée énergétique, traditionnelle), dans divers contextes naturels permettrait de mieux appréhender les conséquences de la récolte de bois énergie à l'échelle paysagère et d'apprécier les effets des différentes pratiques de mobilisation à une échelle stratégique pour la conservation et pour la gestion de la biodiversité. Un tel inventaire serait exigeant et ne pourra probablement pas être généralisé. Par contre, et a minima, il serait intéressant de rajouter une information sommaire sur la récolte des rémanents dans les suivis de parcelles.

Les suivis portant sur les volumes mobilisés apparaissent comme les plus simples à mettre en œuvre dans un premier temps. Ultérieurement, d'autres travaux pourront ambitionner de suivre la dynamique de groupes d'espèces clé (facilité par le développement de méthodes type barcoding) et l'évaluation de services écosystémiques (populations d'espèces auxiliaires régulatrices de ravageurs, fertilité et stockage de carbone dans les sols).

A grande échelle, l'inventaire forestier (au sein de l'IFN puis de l'IGN) suit depuis 1958 l'évolution du capital sur pied des forêts françaises et relève depuis 2008 des données plus précises sur le compartiment bois mort sur pied et (nouveau) au sol. L'évolution du stock de bois mort aux différentes échelles permises par l'échantillonnage (national, grandes régions écologiques) constitue un outil de suivi continu permettant de connaître les évolutions de ce compartiment, et de suivre à grande échelle (seulement) les effets de stratégies de récolte des rémanents. L'évolution en cours des

protocoles de l'inventaire forestier (avec un retour sur des placettes inventoriées) devrait augmenter le potentiel de l'inventaire en matière de le suivi à grande échelle des récoltes de rémanents et de leur impact sur le compartiment bois mort. Des investigations spécifiques sont encore nécessaires pour évaluer cette amélioration.

Vers la gestion conservatoire de la biodiversité associée

Lorsque le stockage de piles de rémanents en forêt est nécessaire, des études de génie écologique portant sur (i) la remise des hauts de pile de bois dans les parcelles pour limiter les effets de puits écologique et (ii) l'optimisation de la conformation des piles pour limiter les surfaces susceptibles d'héberger la reproduction massive d'espèces, sont à promouvoir.

A l'échelle opérationnelle (la parcelle en exploitation), diverses modalités de rétention de rémanents pourront être envisagées selon les contextes et les structures de peuplement. La rétention devra bien entendu épargner les zones humides (cours d'eau et mares), et ne pas être trop visible du public (perception d'un chantier « sale », risque de récolte par des tiers). Le suivi des conséquences (sol et biodiversité) de diverses pratiques permettra d'identifier les points critiques et les techniques les moins dommageables, en accord avec les contraintes logistiques. Ces enseignements permettront de proposer des conseils de bonnes pratiques pour les chantiers de récolte ultérieurs ; ceci dans une stratégie d'amélioration continue.

Les pratiques de gestion forestière en faveur de la biodiversité font une place grandissante aux structures âgées et sénescents (îlots de vieillissement et de sénescence), et s'engagent vers une meilleure conservation du bois mort en forêt (arbres morts sur pied). Il reste à faire un bilan entre les pertes liées à la récolte de rémanents et les bénéfices procurés par ces mesures, et à modéliser l'emboîtement spatial de ces différentes pratiques pour apprécier les conséquences à des échelles paysagères.

Quels autres outils de restauration écologique envisager, pour le cas échéant compenser les déficits de certains compartiments de bois mort susceptibles de s'accroître sous l'effet des changements de stratégies de récolte ?

PARTIE 2.

RAPPORTS SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES

RAPPORT 1. ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE DES IMPACTS DU PRELEVEMENT DES REMANENTS FORESTIERS SUR LA FERTILITE DES SOLS ET LA CROISSANCE DES PEUPELEMENTS

David L. Achat, Ecofor et INRA

Encadrement scientifique : *Laurent Augusto, INRA*
Comité de lecture : *Christine Deleuze, ONF,*
Guy Landmann, Ecofor, Noémie Pousse, ONF et
Jacques Ranger, INRA

Résumé

La volonté de développer des sources d'énergie renouvelable et de réduire les émissions de gaz à effet de serre conduit à une demande croissante en biomasse, notamment sous la forme de résidus de récolte, branches, souches ; également appelés « rémanents forestiers » au sens large ou « menus bois » pour les branches de diamètre inférieur à 7 cm). L'augmentation des exportations de biomasse pose des questions au niveau de la durabilité des peuplements, en termes de fertilité des sols et de productivité des peuplements après récolte. En effet, les menus bois sont riches en éléments minéraux et la récolte des rémanents forestiers, en plus du tronc de taille classiquement commercialisable (appelé « tronc de bois fort »), pourrait conduire à une augmentation importante des exportations d'éléments minéraux hors de la parcelle. Cette exportation supplémentaire pourrait alors affecter la fertilité chimique des sols (stocks en éléments minéraux, acidité des sols, ...) et pourrait également conduire à un appauvrissement des sols en matière organique, à une modification de la qualité des composés organiques et en conséquence à une modification de la fertilité biologique (processus de décomposition et activité biologique des sols). Les changements au niveau de la fertilité chimique et biologique des sols, pourrait ensuite affecter la nutrition minérale des arbres et la croissance après récolte. Il existe de nombreuses études portant sur les effets de la récolte des rémanents, mais les résultats de ces études peuvent diverger. Il est donc nécessaire de compiler les différents travaux afin d'analyser les tendances générales.

Les objectifs de ce travail sont 1) d'améliorer nos connaissances sur les effets de la récolte des rémanents, via une synthèse bibliographique et des compilations de données et 2) de proposer des

recommandations sur la base des résultats de cette synthèse. Le travail présenté dans ce rapport se décline en deux axes :

- Axe 1 : quantifier, via une première méta-analyse, les modifications des exportations d'éléments minéraux lorsque les rémanents (branches, branches avec feuilles, souches) sont prélevés en plus du bois fort (tronc).
- Axe 2 : quantifier, via une seconde méta-analyse, les effets de la récolte des rémanents sur la fertilité chimique et biologique des sols et sur la productivité des peuplements après récolte.

L'axe 1 est basé sur des données de minéralomasses, c'est-à-dire les quantités d'éléments minéraux (principalement les éléments minéraux majeurs : N, P, K, Ca, Mg ; également les éléments minéraux mineurs) contenus dans les différents compartiments des arbres. Les modifications théoriques des exportations d'éléments, liées à la récolte des rémanents, ont été calculées en supposant des taux de récolte de 100 %. Les modifications des exportations d'éléments minéraux ont également été estimées en utilisant des taux de récolte des rémanents en lien avec les pratiques. Les modifications des exportations d'éléments minéraux ont été étudiées en fonction de différents scénarios de récolte des rémanents forestiers, en fonction du stade de développement des peuplements et en fonction des essences forestières.

Les données utilisées dans l'axe 2 (effets sur la fertilité des sols et la croissance après récolte) sont issues d'études portant sur des comparaisons entre les différents scénarios de récolte des rémanents (bois fort + branches, souches ...) et la récolte conventionnelle du bois fort. Les effets de la récolte des rémanents ont été étudiés en fonction de la profondeur du sol (pour la fertilité), de la durée écoulée après récolte et du niveau de fertilité initiale. La distribution des données en fonction des situations (pays) et des types de sols a également été évaluée.

Les résultats de l'axe 1 ont montré des modifications potentiellement importantes des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte des rémanents, particulièrement lorsque le feuillage est exporté (augmentation théorique potentielle des exportations jusqu'à +240 %). Les modifications des exportations sont plus prononcées pour les résineux que pour les feuillus. Elles sont également plus prononcées lorsque les rémanents sont récoltés dans les peuplements jeunes. Les minéralomasses sont généralement importantes en comparaison des stocks dans les sols, notamment lorsque les minéralomasses incluent les éléments minéraux contenus dans les rémanents. Ceci montre l'impact potentiel de la récolte supplémentaire de biomasse sur la fertilité chimique des sols. Les modifications des exportations d'éléments minéraux, estimées en considérant des taux de récolte, sont plus faibles que les valeurs théoriques potentielles, mais restent non négligeables (augmentation des exportations jusqu'à +150 %). Sous certaines conditions (récolte des branches avec un taux de récolte de 50-60 %, hors période de végétation pour les feuillus ou après séchage des rémanents, c'est-à-dire en limitant les exportations du feuillage), les modifications des exportations sont nettement plus faibles (augmentation de +37 à +70 %). Par rapport à la récolte conventionnelle du bois fort, le surcoût en nutriments peut devenir nul si les branches sont exportées sans le feuillage et si, dans le même temps, les troncs sont écorcés. La base de données de l'axe 1 a permis d'ajuster des équations, permettant de simuler les minéralomasses en fonction de la biomasse du bois fort et des scénarios de récolte et pour différentes essences forestières.

La méta-analyse de l'axe 2 a permis de mettre en évidence des effets significatifs de la récolte des rémanents sur la fertilité chimique des sols, quelques tendances au niveau des effets sur la fertilité biologique, et des effets significatifs sur la croissance après récolte. Les données expérimentales (mesurées entre 0 et 30 ans après récolte) ont révélé des effets modérés, mais statistiquement significatifs, sur la productivité et ce dès la rotation suivante (baisse de 3-7 % de la productivité). Plus il y a de biomasse exportée (comparaison entre les différents scénarios de récolte), plus les effets sur la fertilité des sols et la productivité des peuplements sont importants. En particulier, les effets deviennent négligeables et non significatifs lorsque les rémanents sont récoltés sans le feuillage, ce qui est cohérent avec les résultats obtenus sur les exportations d'éléments minéraux (axe 1). Les résultats ont montré des effets significatifs surtout lors des 10 premières années après récolte. Enfin, quelques cas d'étude indiquent que plus les sols sont pauvres (fertilité initiale), plus les effets de la récolte des rémanents sur la croissance sont importants. L'utilisation de l'ensemble des données et études n'a cependant pas permis de mettre en évidence des relations générales entre le niveau des effets de la récolte des rémanents et les indicateurs de fertilité des sols que nous avons à disposition (teneurs en éléments minéraux ...).

Les résultats de l'axe 2 présentent certaines limites : il n'y a quasiment aucune donnée permettant d'évaluer les effets de la récolte des rémanents en contexte français et la gamme expérimentale ne

couvre pas toujours l'ensemble des situations (pays) ou sols de manière équilibrée. Les résultats montrent néanmoins qu'il n'y a généralement pas d'effet de la localisation ou du type de sol sur le niveau des effets, ce qui semble limiter les biais potentiels liés à certaines répartitions non équilibrées des données.

Les résultats et conclusions de ce travail permettent de formuler ou valider certaines recommandations (récolter les rémanents sans les feuilles : hors période de végétation ou après une période de séchage ; éviter les récoltes lors des premières éclaircies ; favoriser l'écorçage ; utiliser les équations permettant d'estimer les éventuelles quantités de nutriments à apporter pour compenser les exportations).

Abstract

To develop renewable energy sources and to reduce greenhouse gas emissions, there is a rising interest in increasing the extraction of forest biomass, especially in the form of harvest residues (branches, stumps and roots). Increasing removal of biomass has however raised concern about the sustainability of site fertility and forest productivity following harvests. Indeed, harvest residues are rich in nutrients and their removal could thus significantly enhance nutrient exports. These additional exports could affect soil fertility (nutrient contents in soils, soil acidity ...). Increasing removal of biomass could also affect organic matter content and quality, and hence biological activity and decomposition processes in soils. Changes in soil fertility and biological activity could finally affect mineral nutrition and tree growth. There are numerous studies that focus on the effects of the harvest of branches, foliage and stumps/roots, but these studies have shown a wide range of possible outcomes. It is therefore necessary to compile all studies in order to determine general trends.

The objectives of the present work were to 1) improve our understanding of the effects of increasing removal of biomass (mainly through the harvest of branches, foliage and stumps/roots), using a literature review and data compilations and 2) suggest recommendations, based on the results of the present study. The work of this report is organized in two axes:

- Axis 1: quantification of the changes in nutrient exports resulting from the removal of branches (with and without foliage), stumps and roots, through a first meta-analysis.
- Axis 2: quantification of the effects on soil fertility and biological processes and tree growth, through a second meta-analysis.

The first axis is based on nutrient content data (major nutrients N, P, K, Ca, Mg and minor nutrients) in the different tree compartments. The theoretical (potential) changes in nutrient exports resulting from the harvest of branches, foliage and stumps/roots were calculated using harvest rates of 100 % for all tree compartments. Changes in nutrient exports were also estimated using harvest rates (i.e. less than 100 % of the theoretical rate, values depending on forest harvest practices in France). Changes in nutrient exports were assessed for different harvest scenarios, as a function of stand development stages and as a function of the tree species.

Axis 2 (effects on soil fertility and tree growth) is based on data originating from studies that compared different harvest scenarios (mainly stem + canopy and/or stumps and roots) to conventional harvests (stem only). Effects of branches, foliage and stumps/roots harvest were assessed as a function of soil depth (for soil variables), years after harvest and initial soil fertility. Data distribution in the different countries and soil classes was also evaluated.

Results of axis 1 showed that the potential changes in nutrient exports due to the harvests of stems with canopy and/or stumps and roots can be significant (theoretical increase in nutrient exports up to +240 %, compared with the conventional harvests (stem only)). This is particularly the case when the foliage is harvested. The increases in nutrient exports are higher for evergreen trees than for broadleaved trees. In addition, the increases in nutrient exports are higher when canopies are harvested in young stands than when they are harvested in mature stands. Nutrient contents in tree compartments, and hence the potential nutrient exports, are high, compared with the nutrient stocks in soils. This is particularly the case when nutrient contents include the nutrients in harvest residues. This shows that increasing removal of biomass as the form of harvest residues can potentially affect soil fertility. When using actual harvest rates in the calculations, the changes in nutrient exports are lower than the theoretical (potential) values, but can still not be neglected (increase up to +150 %). Under specific conditions (harvest of branches with a harvest rate of 50-60 %, after a drying period or in

fall/winter (harvest without foliage)), the changes in nutrient exports are strongly reduced (increases in nutrient exports ranging from +37 to +70 %). Compared with the conventional harvests (stem only, wood + bark), the nutrient cost can be equal to zero if the branches are harvested without foliage and the bark is removed from the stems and left on site. The database enabled us to adjust equations that could be used to simulate the nutrient contents in tree compartments as a function of stem biomass, for different harvest scenarios and for different tree species.

The meta-analysis used in axis 2 pointed out significant effects of increasing removal of biomass in the form of harvest residues on soil fertility. In addition, soil biological activity and decomposition processes tend to be effected. As a result, there are significant effects on tree growth. The experimental data (for periods following harvests ranging from 0 to 30 years) revealed significant but small effects (decrease in tree growth of only 3-7 %). However, successive harvests can result in higher effects in the long-term. The comparison between different harvest scenarios showed that the effects on soil fertility and tree growth increase with increasing harvested biomass. In particular, effects are very low and not significant when branches are harvested without foliage. This result is in agreement with the results obtained in axis 1 (small changes in nutrient exports when branches without foliage are harvested). Results showed that the harvest of canopy and/or stumps and roots significantly affects soil fertility and tree growth, particularly during the first 10 years following biomass harvests. Finally, some case studies showed that the effects on tree growth increase with decreasing initial soil fertility. However, general relationships between the effects of increasing removal of biomass (through the harvest of canopy and/or stumps and roots) and soil fertility (e.g. nutrient contents in soil) were not found using all data and studies.

Results of axis 2 display some limits: There are no data that enable an evaluation of the effects of increasing removal of biomass in France. Moreover, the experimental data distribution in the different countries and soil classes is not always equilibrated. However, there are in general no significant differences between countries and between soil classes, thus limiting any potential bias resulting from the distribution of the data.

Results and conclusions of the present work enable us to suggest or validate some recommendations. Branches should be harvested without foliage (following a drying period; in fall or winter). Harvest residues should not be removed in young stands (during the first thinnings). Stems should be removed without bark. Equations (relationships between nutrient contents in tree compartments and stem biomass) could be used to estimate the amounts of fertilizers to compensate nutrient exports.

1. Introduction

1.1. Contexte

Dans le cadre des changements globaux (pollution, changements climatiques, changement d'occupation des sols, crise énergétique liée à la raréfaction et à l'épuisement prévisible des énergies fossiles) et à la montée en puissance des questions environnementales, des politiques de promotion des énergies renouvelables ont été mises en place. Notamment, face à la problématique du réchauffement climatique et suite à la ratification du protocole de Kyoto, le développement d'énergies renouvelables ayant des impacts limités sur les bilans de carbone (dont le bois-énergie) constitue une des solutions permettant la réduction des émissions de CO₂, un des six gaz à effet de serre. L'objectif de la communauté internationale est de diviser par deux les émissions de gaz à effet de serre à l'échelle mondiale avant 2050 (objectif de division par quatre des émissions pour la France, annoncé par le gouvernement en 2003). En France, la filière bois-énergie (production de bois-bûches et de plaquettes forestières, mise en place de chaufferies et centrales de cogénération biomasse) est en pleine expansion. L'objectif est d'atteindre 23 % d'énergies renouvelables dans l'offre énergétique nationale d'ici 2020. Afin de répondre à la demande croissante en bois-énergie, il est nécessaire d'augmenter l'offre de bois. Dans ce contexte, l'exploitation de ressources complémentaires nouvelles est une option envisagée. Il s'agit des menus bois et des souches (également appelés « rémanents ») actuellement peu valorisés, considérés comme des déchets dans la filière matériau, et laissés sur la parcelle après exploitation. La valorisation des rémanents pourrait permettre de limiter les concurrences entre la filière bois-énergie et les marchés déjà existants (par exemple, la trituration ou le bois d'œuvre) et d'augmenter le revenu des propriétaires forestiers.

1.2. Conséquences potentielles de la récolte des rémanents

La valorisation des rémanents pourrait avoir des conséquences variées sur les écosystèmes forestiers, en particulier sur la fertilité (chimique et biologique) des sols et la productivité après récolte.

Les **branches et le feuillage** sont plus concentrés en éléments minéraux (azote, phosphore, potassium, ...) que le bois fort (tronc) et plus les branches sont fines plus les concentrations sont élevées (André et Ponette, 2003 ; Augusto *et al.*, 2008 ; André *et al.*, 2010 ; voir exemple en fig. 1.2.1). En conséquence, la récolte de l'arbre entier (bois fort + menus bois + éventuellement feuillage suivant le type d'exploitation) peut conduire à une augmentation importante des exportations d'éléments minéraux par rapport à une récolte plus conventionnelle (bois fort uniquement), même si les rémanents ne représentent qu'une faible proportion de la biomasse total des arbres (André et Ponette, 2003 ; André *et al.*, 2010 ; Ranger *et al.*, 2011 ; voir exemple en fig. 1.2.2). La récolte des **souches** à des fins énergétiques peut également contribuer significativement à l'augmentation des exportations d'éléments minéraux (Cacot, 2007 ; Khlifa, 2011 : fig. 1.2.3).

La modification des exportations d'éléments minéraux liée à la récolte des rémanents peut également induire un **appauvrissement chimique des sols** (stocks en éléments minéraux disponibles : azote, phosphore, cations échangeables). En effet, certaines études (par exemple, Brandtberg et Olsson 2012) montrent que la récolte de l'arbre entier appauvrit davantage les sols en éléments minéraux disponibles qu'une récolte conventionnelle. Cependant, selon Thiffault *et al.* (2011) et Wall (2012), la récolte des rémanents n'induit pas systématiquement une diminution statistiquement significative de la fertilité chimique des sols et les effets sont très variables selon les situations et les études. L'absence de différence significative entre les scénarios de récolte peut s'expliquer par le fait que les teneurs en éléments minéraux peuvent être très hétérogènes dans les sols et la variabilité des mesures peut être supérieure à l'abaissement des teneurs liée à la récolte des rémanents. Les conséquences de l'exportation supplémentaire de biomasse et d'éléments minéraux (appauvrissement des sols) peuvent donc être difficiles à mettre en évidence via des analyses de sol. Une autre approche permettant d'évaluer les conséquences consiste à calculer les bilans entrées-sorties (Mazeron, 2011).

Une désaturation de la capacité d'échange cationique (CEC) en bases échangeables, induite par une modification des exportations d'éléments minéraux, peut participer à l'acidification des sols (Ranger *et al.*, 2011 ; Brandtberg et Olsson 2012). Cependant, comme pour les effets sur la fertilité des sols, les effets de la récolte des rémanents sur le pH des sols (ou l'acidité d'échange) varient entre les études et il n'y a pas systématiquement une acidification supplémentaire significative (Thiffault *et al.*, 2011).

L'exportation de rémanents peut aussi affecter le stock de **matière organique** dans les sols ainsi que sa qualité (rapport C/N, composition biochimique, composés organiques facilement décomposables ou récalcitrants ... ; Olsson *et al.*, 1996a, Huang *et al.*, 2011a, b), l'activité des microorganismes du sol (via notamment une modification du microclimat [température et humidité des sols] et des quantités et compositions biochimiques des matières organiques ; Hassett et Zak, 2005, Smolander *et al.*, 2010), la faune du sol (via une modification des micro-habitats ; Nitterus *et al.*, 2007) et en conséquence les processus de décomposition (par exemple, minéralisation de l'azote contenu dans les matières organiques ; Smolander *et al.*, 2010). Or, les processus de décomposition font partie du cycle biologique des écosystèmes forestiers et jouent un rôle important dans la fertilité des sols (fourniture en éléments minéraux disponibles via le recyclage naturel) et la nutrition minérale des arbres. Le rôle des processus de décomposition et du recyclage des matières organiques est particulièrement important dans les sols pauvres ayant une réserve faible en éléments minéraux (Ranger *et al.*, 2011 ; cf. fig. 1.2.4).

Enfin, une modification de la fertilité des sols, via un appauvrissement chimique et une modification des processus de décomposition, peut affecter la nutrition minérale des arbres et la productivité après récolte (Egnell et Leijon, 1997 ; Egnell et Valinger, 2003 ; Helmisaari *et al.*, 2011).

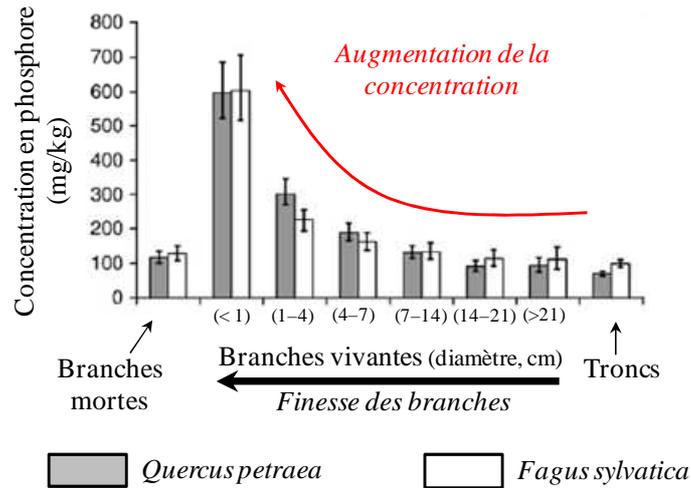


Figure 1.2.1 Concentrations en éléments minéraux dans les branches et les troncs. Exemple pour le phosphore et deux essences de feuillus (chêne et hêtre, Belgique, André *et al.*, 2010).

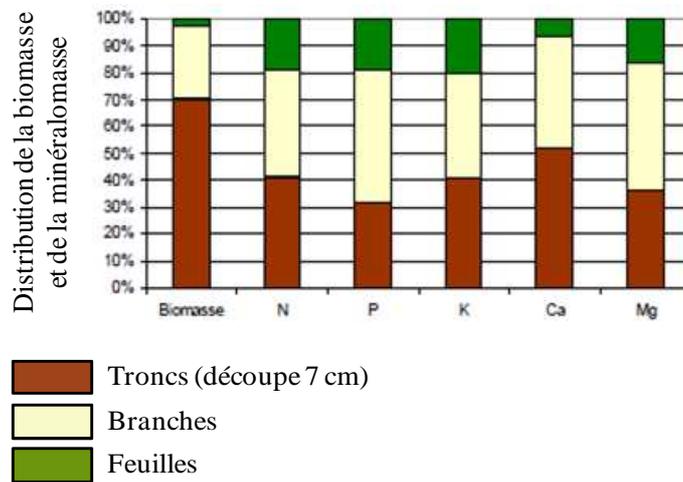


Figure 1.2.2 : Distribution de la biomasse et de la minéralomasse aérienne dans les différents compartiments (tronc, branches et feuilles). Exemple pour un peuplement de feuillus (chênes et charmes, France, Chauv, Cacot, 2007).

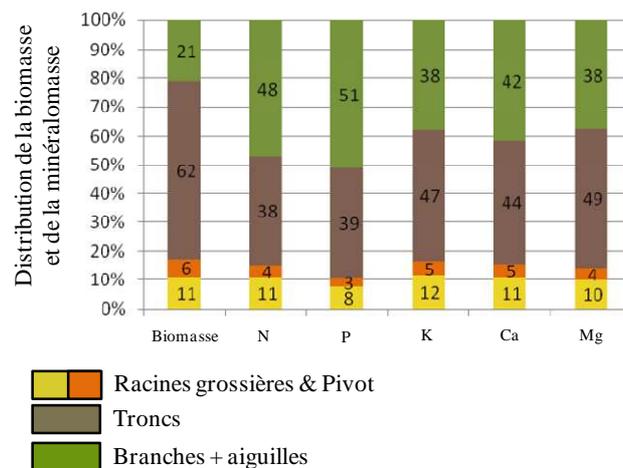


Figure 1.2.3 : Distribution de la biomasse et de la minéralomasse aérienne dans les différents compartiments (racines grossières et pivot, tronc, branches et feuilles). Exemple pour cinq peuplements de pin maritime (France, Landes de Gascogne, Khelifa, 2011, stage de master INRA de Bordeaux).

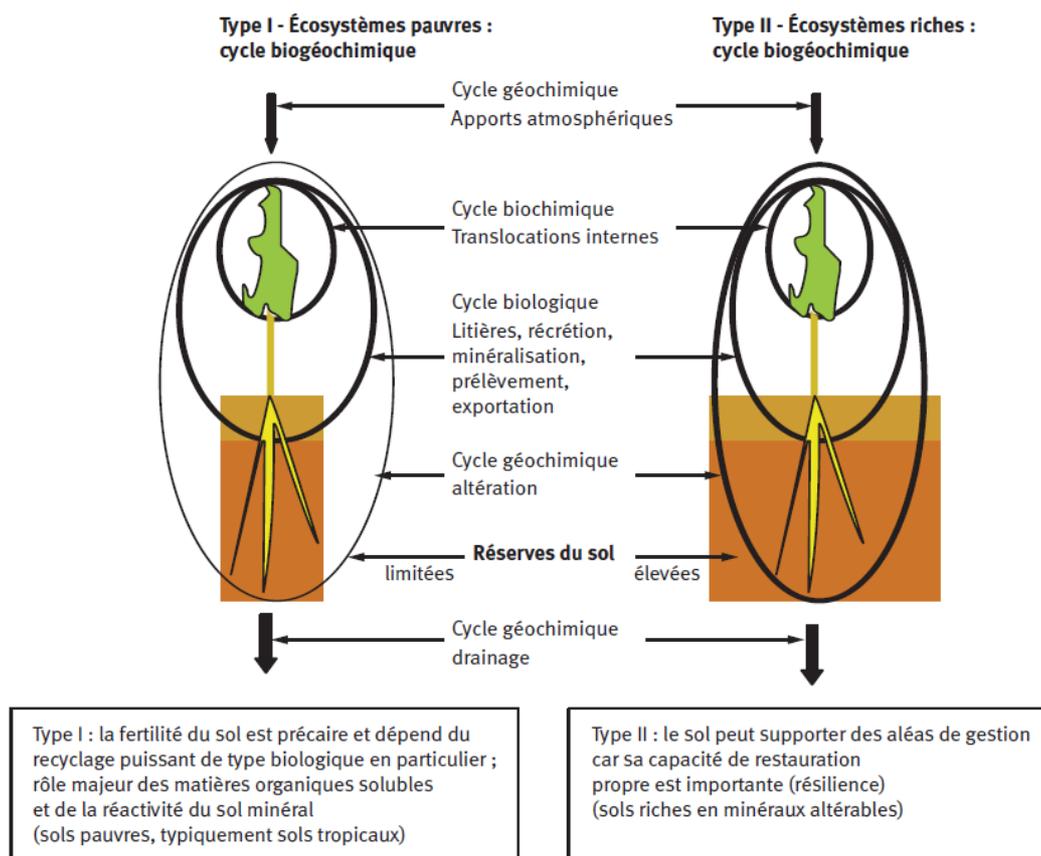


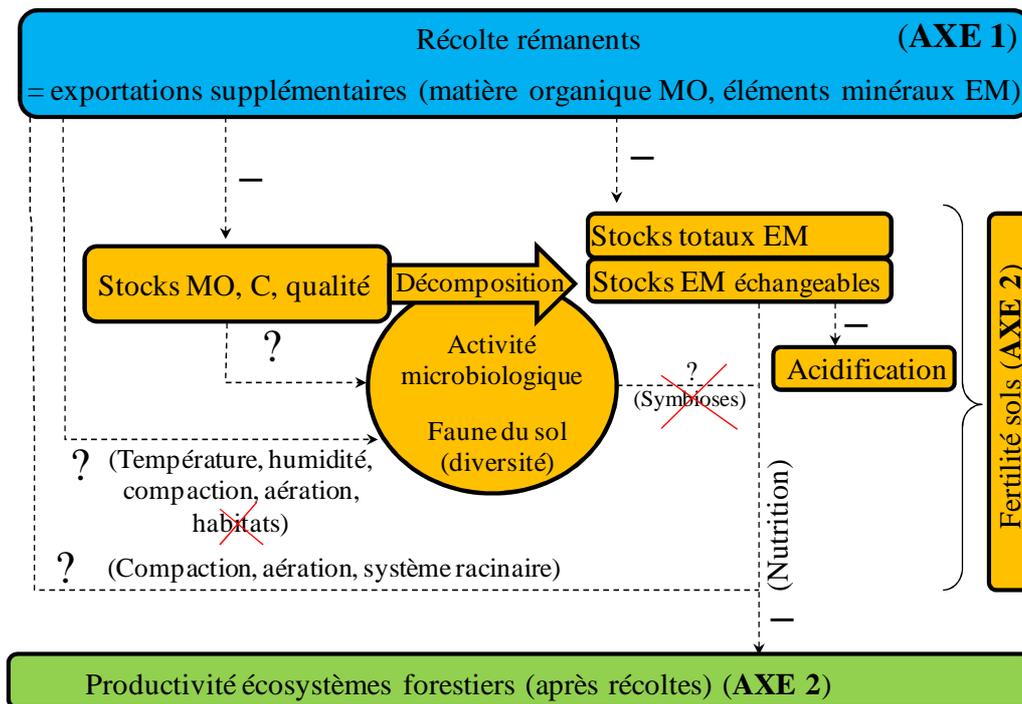
Figure 1.2.4 : Contributions relatives des cycles biologique et géochimique dans les écosystèmes forestiers : effet de la richesse du sol (Ranger *et al.*, 2011).

Compte tenu des conséquences potentielles de la récolte des rémanents sur la durabilité des écosystèmes forestiers, notamment en termes de fertilité des sols et de productivité, il est nécessaire d'améliorer les connaissances de base afin d'établir des recommandations et de raisonner au mieux la récolte des rémanents. Ceci est d'autant plus vrai que les sols forestiers français sont relativement acides et pauvres en éléments minéraux. Selon Badeau *et al.* (1999), 46 % des sols forestiers ont un pH inférieur à 5, 50 % des sols ont un taux de saturation en bases inférieur à 70 % et 78 % des sols ont une CEC inférieure à 25 cmolc/kg. En comparant ces résultats aux classes de sensibilité des sols établies par Augusto *et al.* (2000a), nous pouvons conclure qu'une part significative des sols forestiers français est moyennement ou très sensible à l'exportation de biomasse. Sur la base des valeurs seuils délimitant les classes de sensibilité des sols (Bonneau et Ranger, 1999), un diagramme de sensibilité des sols a été défini (Cacot *et al.*, 2005 ; Cacot *et al.*, 2006 : Guide ADEME 2006 « Récolte raisonnée des rémanents forestiers »). Ce diagramme permet la détermination de la sensibilité d'un sol à la récolte des rémanents à partir de critères simples de terrain (texture, pH, type d'humus). Le diagramme reprend les différentes classes de sensibilité établies par Bonneau et Ranger (1999) et le guide propose des mesures techniques pour préserver la fertilité du sol (compensation ...). Dans le cadre du projet RESOBIO, des améliorations peuvent néanmoins être apportées au guide, notamment au niveau des critères utilisés pour déterminer la sensibilité des sols, ainsi qu'au niveau des recommandations techniques.

1.3. Objectifs

Les objectifs de ce travail sont 1) d'améliorer nos connaissances sur les effets de la récolte des rémanents, via une synthèse bibliographique et des compilations de données et 2) de proposer des recommandations sur la base des résultats de cette synthèse. Ces recommandations pourront être incluses dans la prochaine version du guide ADEME. Le travail présenté dans ce rapport se décline en deux axes :

- **Axe 1 : quantifier les modifications des exportations minérales lorsque les rémanents (branches, branches avec feuilles, souches) sont prélevés en plus du bois fort (tronc).** Cette première étude consiste en une méta-analyse (Gurevitch et Hedges, 1999), réalisée à partir d'une compilation de données. Des estimations ont été effectuées en supposant une exportation de 100 % des différents compartiments (estimations théoriques) ou en prenant en compte les taux de récolte en lien avec les pratiques. Les quantités d'éléments minéraux exportés ont été comparées avec les stocks dans les sols. A partir des résultats de cette méta-analyse, nous avons tenté de formuler des recommandations notamment sur les taux de récolte, l'écorçage des troncs, le choix des espèces et la période de récolte des rémanents. La base de données a également été utilisée afin d'établir ou compléter des tarifs de minéralomasses pour les différentes essences forestières (Augusto *et al.*, 2000 ; Cacot, 2007). Ces tarifs représentent des outils simples permettant d'estimer les quantités d'éléments minéraux exportées en fonction de la biomasse du peuplement.
- **Axe 2 : quantifier les effets de la récolte des rémanents sur la fertilité chimique et biologique des sols et sur la productivité des peuplements après récolte** (cf. fig. 1.3.1). Cette seconde étude consiste également en une méta-analyse, réalisée à partir de données issues d'études portant sur des comparaisons entre différents types d'exploitation (par exemple, récolte du tronc et récolte de l'arbre entier). Comme mentionné précédemment, les différentes études donnent des résultats variables (conséquences négatives de la récolte des rémanents sur la fertilité des sols et la productivité après récolte ; absence d'effet ; durabilité des effets). L'objectif est alors de comprendre pourquoi les résultats divergent entre les études et, si possible, de relier le niveau des effets à des indicateurs comme, par exemple, le niveau de fertilité initial des sols. Ceci pourrait permettre de déterminer les niveaux de risque de perte de fertilité des sols et de productivité à partir d'indicateurs simples.



~~X~~ Non étudié dans le cadre de ce travail

Figure 1.3.1 : Impacts de la récolte des rémanents sur les exportations d'éléments minéraux (axe 1), la fertilité des sols, la nutrition minérale des arbres et la productivité après récolte (axe 2).

2. Matériel et méthodes

2.1. Axe 1 : Modifications des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte des rémanents

2.1.1. Eléments minéraux considérés

L'objectif de l'axe 1 est de réaliser une méta-analyse à partir de données publiées sur les biomasses et minéralomasses de peuplements forestiers, c'est-à-dire, les quantités d'éléments minéraux contenus dans les différents compartiments de l'arbre. Les éléments minéraux considérés sont essentiellement les éléments majeurs, éléments dont les arbres ont besoin en grande quantité (Epstein, 2005). Les données disponibles concernent principalement l'azote (N), le phosphore (P), le potassium (K), le calcium (Ca) et le magnésium (Mg). Les données sur le soufre (S), un autre élément majeur, sont plus rares mais sont quant-même prises en compte dans l'étude. Quelques données sont également disponibles pour les oligoéléments, éléments tout aussi indispensables pour les arbres, mais en plus petite quantité (Epstein, 2005) : sodium (Na), chlore (Cl), fer (Fe), manganèse (Mn), zinc (Zn), cuivre (Cu), nickel (Ni), Bore (B) et aluminium (Al).

2.1.2. Compartiments de l'arbre considérés

Compte tenu des différences plus ou moins importantes entre les études au niveau des organes de l'arbre pris en compte (en fonction de leur diamètre, des tissus), il a été nécessaire de faire des regroupements afin de limiter notre étude aux principaux compartiments et d'homogénéiser la base de données. Dans cette étude, les compartiments de l'arbre considérés sont finalement :

- Le tronc, pour une grande partie des études subdivisé en deux sous-compartiments : le bois (de cœur et d'aubier) et l'écorce. Pour les peuplements matures, le diamètre au fin bout, généralement de 7 cm en France (Cacot, 2009), peut cependant varier avec les études. Néanmoins, nous estimons que des différences de découpe du tronc n'a pas de conséquence importante sur les biomasses du tronc et des rémanents (branches) et donc sur l'estimation des modifications d'exportations d'éléments minéraux liée à la récolte des rémanents. En effet, dans les peuplements matures, la cime représente généralement une faible biomasse en comparaison à celles du tronc ou des branches (Cacot, 2007). Pour les jeunes peuplements, le tronc correspond généralement à la tige entière.
- Les branches incluant la cime, les branches fines et grossières et dans certains cas les branches mortes.
- Le feuillage (incluant les cônes, car ils sont en pratique souvent exportés avec le feuillage).
- Le système racinaire incluant la souche et/ou les racines grossières.

2.1.3. Estimations des modifications des exportations minérales : scénarios de récolte

Les rémanents pouvant être utilisés à des fins énergétiques concernent principalement les branches, mais également les souches et racines grossières dans certaines situations (c'est actuellement le cas pour les peuplements de pin maritime dans les Landes de Gascogne où le substrat sableux facilite l'extraction des souches à l'aide de machines dites « Rhino Croq » ; Fraysse, 2008 ; Ranger *et al.*, 2011). Suivant le type d'exploitation, la récolte des branches peut conduire à une exportation des feuilles ou aiguilles. Néanmoins, si la récolte des rémanents dans les peuplements de feuillus a lieu après la chute des feuilles (hors période de végétation), les feuilles restent sur la parcelle et ne sont pas exportées. De même, si la récolte des rémanents dans les peuplements de feuillus ou de résineux n'est pas réalisée au moment de la coupe et si elle a lieu après une période de séchage, l'exportation des feuilles ou aiguilles est fortement réduite (Cacot, 2005, 2007). Des études menées au Danemark et en Finlande dans des peuplements d'épicéa (Moller, 2000 ; Nurmi et Hillebrand, 2001 ; Nord-Larsen, 2002 ; Stupak *et al.*, 2008 ; Wall, 2008 ; Wall et Hytonen, 2011) suggèrent que le séchage des rémanents (pendant une période variant de 1 à 7 mois dans ces études) conduit à la perte d'une grande partie des aiguilles. Certaines de ces études (Nord-Larsen, 2002 ; Stupak *et al.*, 2008) suggèrent également que d'autres compartiments, et notamment une partie des brindilles (des branches) et des cônes, peuvent être laissés sur la parcelle suite au séchage. Il reste cependant difficile de quantifier l'ensemble des effets et les proportions des différents compartiments restant sur la parcelle après séchage. Dans cette étude, afin de simplifier nos estimations, les cônes ont été inclus dans le compartiment « aiguille » lorsque cela était possible et nous nous sommes limités aux

effets de la récolte des rémanents après une période de séchage sur ce compartiment (voir détails et taux de récolte dans cette même partie).

Les écorces représentent généralement des biomasses relativement modérées (10-15 % du tronc), mais elles peuvent contenir des proportions élevées d'éléments minéraux (surtout pour le Ca ; André *et al.*, 2010). Le fait de laisser les écorces sur la parcelle peut donc présenter un intérêt (réduction des exportations d'éléments minéraux). Certains types d'exploitation (utilisation de têtes abatteuses) peuvent permettre un écorçage important. Les modifications des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte du tronc sans les écorces ont donc été évaluées.

Les modifications théoriques des exportations d'éléments minéraux sont estimées en comparant différents scénarios de récolte du bois fort avec rémanents (ou de récolte du tronc écorcé) à la récolte conventionnelle du tronc incluant le bois et les écorces (fig. 2.1.1). Les différents scénarios théoriques de récolte sont :

- Tronc total (bois + écorce) = « **TT** » (référence),
- Bois du tronc seul = « **BT** » (si écorçage),
- Tronc total (bois + écorce) + branches = « **TTB** » (par exemple, récolte hors période de végétation pour les feuillus),
- Tronc total (bois + écorce) + branches + feuilles/aiguilles = « **TTBF** » (récolte pendant la période de végétation pour les feuillus et/ou absence de période de séchage),
- Tronc total (bois + écorce) + branches + racines/souches = « **TTBR** » (par exemple, récolte hors période de végétation pour les feuillus),
- Tronc total (bois + écorce) + branches + feuilles/aiguilles + racines/souches = « **TTBFR** » (récolte pendant la période de végétation pour les feuillus et/ou absence de période de séchage).

Ces estimations théoriques d'exportations d'éléments minéraux ont été réalisées en utilisant des taux de récolte de 100 % pour les différents compartiments, ce qui revient à utiliser directement les données de minéralomasses (quantités d'éléments minéraux contenus dans les différents compartiments) disponibles dans la littérature. Des estimations ont également été effectuées en utilisant des taux de récolte en lien avec les pratiques. Dans ce cas, les minéralomasses ont été pondérées par des taux de récolte qui varient en fonction du compartiment considéré (50 % pour les branches de résineux ; 60 % pour les branches de feuillus ; 0-40 % pour le feuillage, en fonction des conditions de récolte (hors ou pendant la période de végétation ; après une période de séchage des rémanents sur la parcelle) ; 60 % pour les souches ; 20-80 % pour les écorces ; voir détails et références dans la fig. 2.1.2).

Afin de confronter ces différentes estimations avec la réalité des pratiques, les modifications des exportations d'éléments minéraux estimées ont été comparées avec celles mesurées après exploitation pour quelques situations où suffisamment de données étaient disponibles.

Les modifications des exportations d'éléments minéraux, liées à la récolte des rémanents, ont été évaluées en fonction des essences forestières et en fonction du stade de développement des peuplements, c'est-à-dire en fonction de l'âge, du diamètre moyen des arbres. Ceci pourrait conduire à des recommandations : prélever les rémanents préférentiellement pour certaines essences forestières et à certains stades de développement du peuplement.

Les relations entre minéralomasses (quantités d'éléments minéraux exportés) et biomasse du tronc ont été établis pour les différents scénarios et pour les différentes essences forestières. Ces relations permettent d'évaluer les effets de la récolte des rémanents sur les quantités d'éléments minéraux exportés. Ces relations pourraient également être incluses dans la version révisé du guide afin d'estimer les pertes d'éléments minéraux et les compensations en fonction des compartiments et biomasses récoltées et en fonction des essences forestières.

Enfin, pour chacun des scénarios, les quantités d'éléments minéraux potentiellement exportées (= minéralomasses) ont été mises en relation avec les stocks d'éléments totaux ou disponibles dans les sols. Etant donné que les stocks d'éléments minéraux dans les sols dépendent de l'épaisseur du profil considéré, les résultats ont été répartis en deux groupes (un premier groupe correspondant à un profil superficiel [valeur médiane = 0-30 cm] et un second groupe correspondant à un profil profond [valeur médiane = 0-80 cm]).

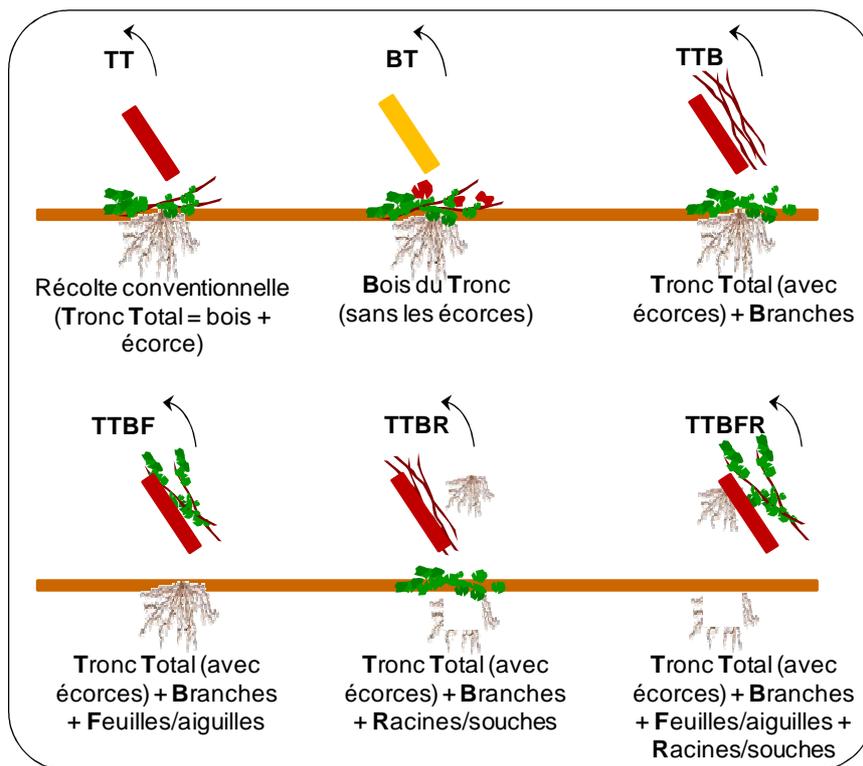


Figure 2.1.1 : Scénarios de récolte pris en compte dans cette étude.

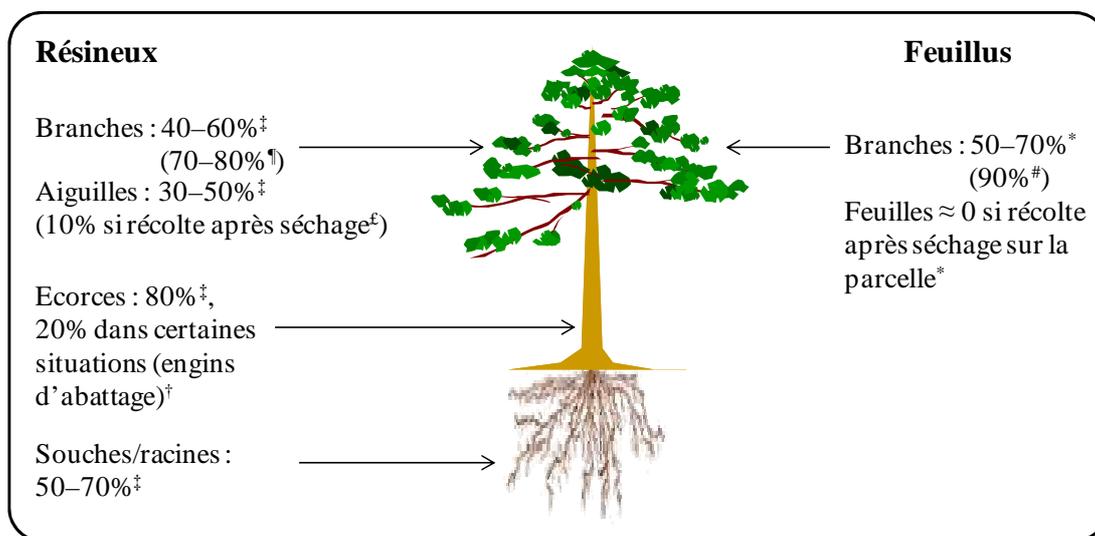


Figure 2.1.2 Taux de récolte des rémanents. Les valeurs entre parenthèses indiquent les taux de récolte issus de la littérature étrangère. Les autres valeurs correspondent aux taux de récolte issus d'observations sur des chantiers d'exploitation en France (voir détails ci-dessous). Les taux de récolte retenus dans le cadre de cette étude sont ceux issus du contexte français sauf pour le taux de récolte des aiguilles après séchage (données disponibles uniquement à partir de la littérature étrangère). Les taux de récolte étant variables, des valeurs moyennes ont été utilisées (50 % pour les branches des résineux, 40 % pour les aiguilles en l'absence de séchage des rémanents, 60 % pour les branches de feuillus, 60 % pour les souches). Pour les feuillus, aucune information n'est disponible sur les taux de récolte des feuilles (en l'absence de séchage et si récolte pendant la période de végétation) ainsi que sur les taux de récolte des souches. Alternativement, les taux de récolte des aiguilles et des souches des résineux ont été utilisés.

[‡]Cacot (2007), Fraysse (2008) et Augusto (2010) : taux de récolte pour des peuplements de pin maritime dans les Landes de Gascogne (branches, souches, écorces) et de douglas vert (branches) en Bourgogne.

[†]Sur la base d'observations SMURFIT pour des peuplements de pin maritime (landes de Gascogne).

[¶]Eriksson (1993), Bergquist *et al.* (1999) et Egnell et Leijon (1999) : peuplements d'épicéa en Suède.

[£]Nurmi et Hillebrand (2001) ; Wall (2008) ; Wall et Hytonen (2011) : perte de 90 % des aiguilles après 1–3 mois de séchage en été, peuplements d'épicéa en Finlande.

* Cacot (2007) : divers peuplements de feuillus (taillis, accrus ou futaies de châtaignier, chêne, hêtre ...), Midi-Pyrénées et Limousin.

#Johnson *et al.* (1982), Tritton *et al.* (1987) et Yanai (1998) : peuplements de feuillus, Etats-Unis.

2.1.4. Recherche des études et compilation des données

La base de données « ISI Web of Science », mise à disposition par l'INRA, a été utilisée afin de trouver les études publiées sur les biomasses et minéralomasses. Selon le protocole de Pullin et Stewart (2006), la base de données a été interrogée d'une façon la moins spécifique possible afin de couvrir au mieux l'ensemble de la littérature portant sur le sujet (exemple de requêtes utilisées : « nutriment content » OR « mineralomass » AND « forest » OR « tree » OR « pine » OR « pinus » ...). D'autres moteurs de recherche comme Google Scholar ont également été utilisés. L'ensemble des données a été regroupé dans un fichier Excel afin de constituer une base de données sur les minéralomasses (par compartiment et par essence forestière). La base de données contient également des informations sur les sols (stocks totaux, stocks disponibles des éléments : cations échangeables ...) et sur les peuplements (âge, biomasse, diamètre, circonférence, hauteur, surface terrière, densité d'arbres).

2.1.5. Traitement des données et présentation des résultats

Dans ce rapport, les modifications (diminution ou augmentation) des exportations d'éléments minéraux liées à la récolte du bois fort avec rémanents ou à la récolte du tronc écorcé sont exprimées en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce ; scénario « TT »). Par exemple, une valeur de +100 % correspond à une augmentation de 100 % ou à une multiplication par deux des exportations (voir exemple de calcul dans la fig. 2.1.3a).

Les résultats sont présentés sous forme de boîte à moustaches (ou « box-plots »), un mode de représentation graphique de données statistiques (voir ex. en fig. 2.1.3). Ces boîtes à moustaches indiquent le 1^{er} quartile (qui sépare les 25 % inférieurs des données), la valeur médiane (ou 2^{ème} quartile qui sépare la moitié des données supérieures de la moitié des données inférieures), le 3^{ème} quartile (qui sépare les 25 % supérieurs ou les 75 % inférieurs des données), les moustaches (ou « whiskers » qui vont de la valeur minimale à la valeur maximale à l'intérieur de 1,5 boîte) et les valeurs extrêmes (ou « outliers », observations distantes du reste des données). Les différences entre scénarios (fig. 2.1.1) et entre essences forestières ont été testées statistiquement en utilisant le logiciel SYSTAT et l'analyse de variance ANOVA. Les relations entre les modifications des exportations d'éléments minéraux et le stade de développement du peuplement (âge, diamètre ...) et les relations entre minéralomasses (quantités d'éléments minéraux) et biomasse du bois fort ont été établis et testés par régression linéaire ou non-linéaire.

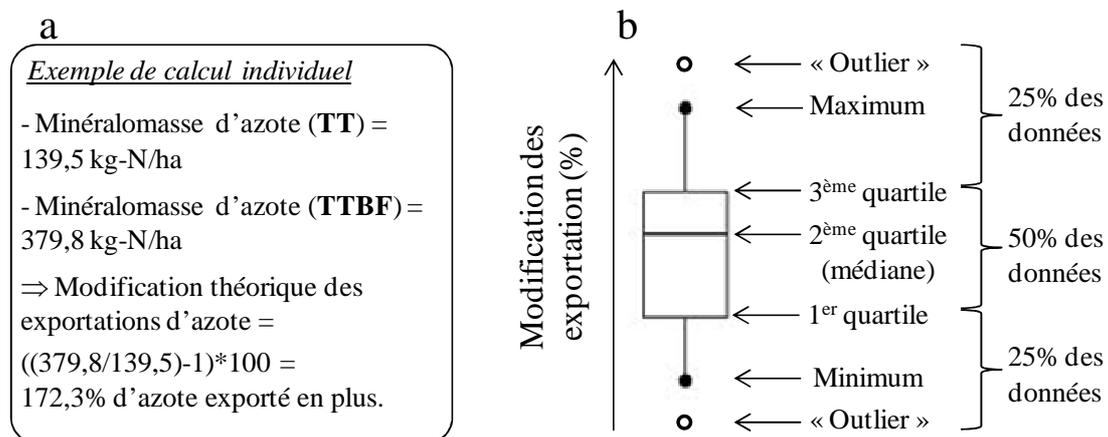


Figure 2.1.3 : Exemple de calcul pour une situation donnée (partie a ; données de minéralomasses pour un peuplement de chêne ; Andre et Ponette, 2003) et mode de description des populations de données (ex. d'une boîte à moustaches ; partie b).

2.2. Axe 2 : Effets de la récolte des rémanents sur la fertilité des sols et la productivité des peuplements après récolte

2.2.1. Scénarios et variables considérés

L'objectif de l'axe 2 est de réaliser une deuxième méta-analyse sur les effets de la récolte des rémanents sur la fertilité des sols et la productivité après récolte, à partir d'une compilation de données. Les études portant sur des comparaisons entre les différents scénarios de récolte des

rémanents identifiés dans le cadre de cette étude (voir fig. 2.1.1) et la récolte conventionnelle du bois fort (Tronc Total, bois + écorce) ont été sélectionnées. Les études portent essentiellement sur les effets du scénario **TTBF** (récolte du Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles). Des données sont également disponibles sur d'autres scénarios comme le scénario **TTB** (récolte du Tronc Total et Branches, sans les feuilles/aiguilles) ou les scénarios **TTBFR** ou **TTR** (récolte du Tronc Total + Racines/souches, avec dans certains cas les Branches et Feuilles/aiguilles) mais sont plus rares.

Des données sont disponibles sur les effets d'autres scénarios de récolte : effets de la récolte de l'arbre entier et des débris présents sur le sol avant la coupe (voir la couche de litière ; scénario **TTBF+**), par rapport à la récolte conventionnelle du bois fort (**TT**) ; effets de la récolte du bois fort (avec ou sans rémanents) par rapport à un traitement correspondant à la récolte du bois fort uniquement avec un apport supplémentaire de débris (traitement également appelé « **double slash** » : double couche de débris). Bien que ces scénarios ne correspondent pas directement à l'objet de cette étude (récolte des rémanents), il reste néanmoins utile d'évaluer leurs effets pour différentes raisons. Le raclage des litières est une pratique répandue aux Etas-Unis, au Canada et sous les tropiques (lors de la préparation des sites ; Powers *et al.*, 2005 ; Mariani *et al.*, 2006) et pourrait le devenir dans d'autres (Zang et Rothe, 2013). Il est alors nécessaire de connaître leurs effets potentiels avant que d'éventuelles décisions ne soient prises en France (cette pratique a déjà eu lieu par le passé (« soutrage »)). Par ailleurs, le traitement **TTBF+** (avec récolte des litières) peut permettre d'évaluer indirectement les effets cumulés des récoltes successives de rémanents. Le « **double slash** » correspond à un apport supplémentaire de matière organique. Ce traitement peut permettre d'évaluer indirectement l'effet d'un apport éventuel de résidus organiques en forêt.

Les variables considérées sont :

- Variables liées aux stocks de matière organique après récolte : stocks de matière organique (ou carbone, en tonnes/ha) dans les débris (branches ...), les litières et les sols minéraux ; teneurs en carbone (en g/kg) dans les litières et les sols minéraux.
- Variables environnementales ayant un effet sur l'activité microbiologique : température et humidité des sols, compaction et aération des sols.
- Variables liées à la fertilité biologique des sols : activité microbiologique (bactéries, champignons) des sols renseignée par le C ou l'N contenu dans les microorganismes, la respiration du sol (dégagement de CO₂ lors d'incubations de sol par exemple) et les teneurs en certains marqueurs biologiques des micro-organismes (acides gras phospholipidiques ou « PLFA » présents dans les membranes des cellules microbiennes, ergostérol = molécule lipidique synthétisée par les champignons) ; activité de certaines enzymes impliquées dans les processus de décomposition ; processus de décomposition (décomposition des litières : variation de stocks, minéralisation nette de l'N, immobilisation de l'N dans les micro-organismes, nitrification) ; qualité des matières organiques (rapport C/N, composition biochimique : composés organiques plus ou moins décomposables) ; faune du sol (nombre d'individus ; richesse spécifique).
- Variables liées à la fertilité chimique des sols : éléments minéraux totaux et échangeables / disponibles (N, P, K, Ca, Mg, ... ; stocks en kg/ha ; teneurs en mg/kg ou en cmol_c/kg) ; CEC (en cmol_c/kg) ; taux de saturation de la CEC (en %) ; pH (pH-eau le plus souvent) ; acidité d'échange (en cmol_c/kg). Les pertes d'éléments (N [nitrates, NO₃ ; ammonium, NH₄ ; N organique ; N total], P, K, Ca, Mg) par lixiviation sont également prises en compte car elles peuvent avoir un effet sur les stocks disponibles dans les sols.
- Variables liées à la croissance et à la productivité des peuplements : taux de survie des jeunes arbres (en %) ; hauteur (en cm ou en m) ; diamètre (en cm) ; volume (m³/ha) ; surface terrière (m²/ha) ; accroissement annuel en hauteur, diamètre et surface terrière ; biomasse de l'arbre ; statut nutritionnel renseigné par les teneurs en éléments minéraux dans les feuilles.

Dans le cadre de ce travail, l'effet de la récolte des rémanents a été étudié en fonction de la durée écoulée après la récolte et, pour les effets sur la fertilité chimique et biologique, en fonction de l'horizon du sol (litière, sol minéral de surface [valeur médiane = 0-20 cm], horizons profonds du sol minéral [profondeur > 20 cm]). L'effet de la récolte des rémanents a également été étudié en fonction du niveau de fertilité du sol (par exemple, teneurs en éléments minéraux échangeables). Enfin, la distribution des données en fonctions des situations et les effets « pays » et « type de sol » sur les effets de la récolte des rémanents ont été évalués. Des tableaux de corrélations entre les différents

systèmes de classification des sols (FAO, USDA, WRB, INRA ; Tripathi et Psychas, 1992 ; Esu, 2010) ont été utilisés afin de déterminer les types de sol selon une classification unique (classification FAO).

2.2.2. Recherche des études et compilation des données

Comme pour l'axe 1, la base de données « ISI Web of Science » et d'autres moteurs de recherche (comme Google Scholar) ont été utilisés afin de trouver les études publiées sur les effets de la récolte des rémanents. Des requêtes comme « logging residus », « organic matter », « management », « removal », « effects » ont été utilisées pour cette recherche. L'ensemble des données a été regroupé dans un fichier Excel afin de constituer une base de données sur les effets de la récolte des rémanents sur les différentes variables considérées. La base de données contient également des informations sur la localisation de l'étude, le type de sol, les essences forestières étudiées, le temps écoulé après récolte et les horizons de sol.

2.2.3. Traitement des données et présentation des résultats

L'effet de la récolte des rémanents est présenté sous la forme du rapport entre la valeur d'une variable donnée après récolte du tronc et rémanents (par exemple, **TBF**) et la valeur de la même variable après récolte conventionnelle (tronc seul, **TT**). Ce rapport, également appelé « réponse relative à un contrôle » est souvent utilisé dans les méta-analyses. Lorsque le rapport est proche de 1 la valeur « 1 », l'effet de récolte des rémanents est négligeable. Lorsque le rapport a une valeur inférieure à « 1 », la récolte des rémanents a un effet négatif sur la variable (la valeur de la variable diminue). Lorsque le rapport est supérieur à « 1 », la récolte des rémanents a un effet positif sur la variable. Comme pour l'axe 1, les résultats sont présentés sous la forme de boîtes à moustaches (cf. partie 2.1.5 et fig. 2.1.3). Le test de Student est utilisé pour tester si la moyenne du ratio est significativement différente de la valeur « 1 » et donc pour tester la significativité des effets. Les différences entre pays, types de sol et essences forestières ont été testées en utilisant l'analyse de variance ANOVA. Les relations entre le niveau des effets (rapport) et la fertilité des sols ont été testées par régression.

3. Résultats et interprétations

3.1. Etudes utilisées et répartition géographique des sites

Dans le cadre de l'axe 1 de ce travail, environ 230 références (de 1960 à 2012) ont été identifiées et utilisées afin de réaliser la méta-analyse sur les exportations d'éléments minéraux. En considérant ces références et, pour chacune d'entre elles, les différents sites et essences forestières étudiés, 749 cas d'étude ont été inclus dans la base de données (306 cas d'étude sur les feuillus, 434 pour les résineux, 9 pour des mélanges de feuillus et résineux ; 6169 lignes de données au total). Dans le cadre de l'axe 2 portant sur l'analyse des impacts (fertilité des sols et productivité), environ 130 références (de 1985 à 2013) ont été identifiées et utilisées, et une base de données comptant 6815 lignes de données a été constituée. Les références et détails (localisations, essences forestières, ...) sont présentés en annexe 1.

Les études identifiées sont essentiellement des études publiées dans des revues scientifiques. Des données non publiées issues de rapports (par exemple, Cacot 2007, Fraysse 2008 : rapport final Sylvogène) ont également été incluses. Les études sont en grande partie issues des Etats Unis, du Canada et de l'Europe (fig. 3.1.1). Les études sur les impacts sont essentiellement basées sur des dispositifs expérimentaux avec différents traitements des résidus de récolte après coupe rase ou éclaircie. Mis à part quelques observations réalisées dans les Landes de Gascogne, aucune étude sur les impacts n'est disponible en France (dispositifs essentiellement installés aux Etats Unis, au Canada et en Scandinavie). En revanche, plusieurs études sur les minéralomasses concernent le contexte français.

3.2. Modifications des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte des rémanents forestiers

3.2.1. Modifications théoriques potentielles des exportations d'éléments minéraux

Les écorces constituent un compartiment riche en éléments minéraux (Ranger *et al.*, 2011). En comparaison à la récolte conventionnelle du bois fort (tronc, bois + écorce), la récolte du tronc sans les écorces (scénario BT) permet donc une réduction des exportations des différents éléments. La diminution potentielle théorique moyenne des exportations varie de 10 à 56 % en fonction de l'élément

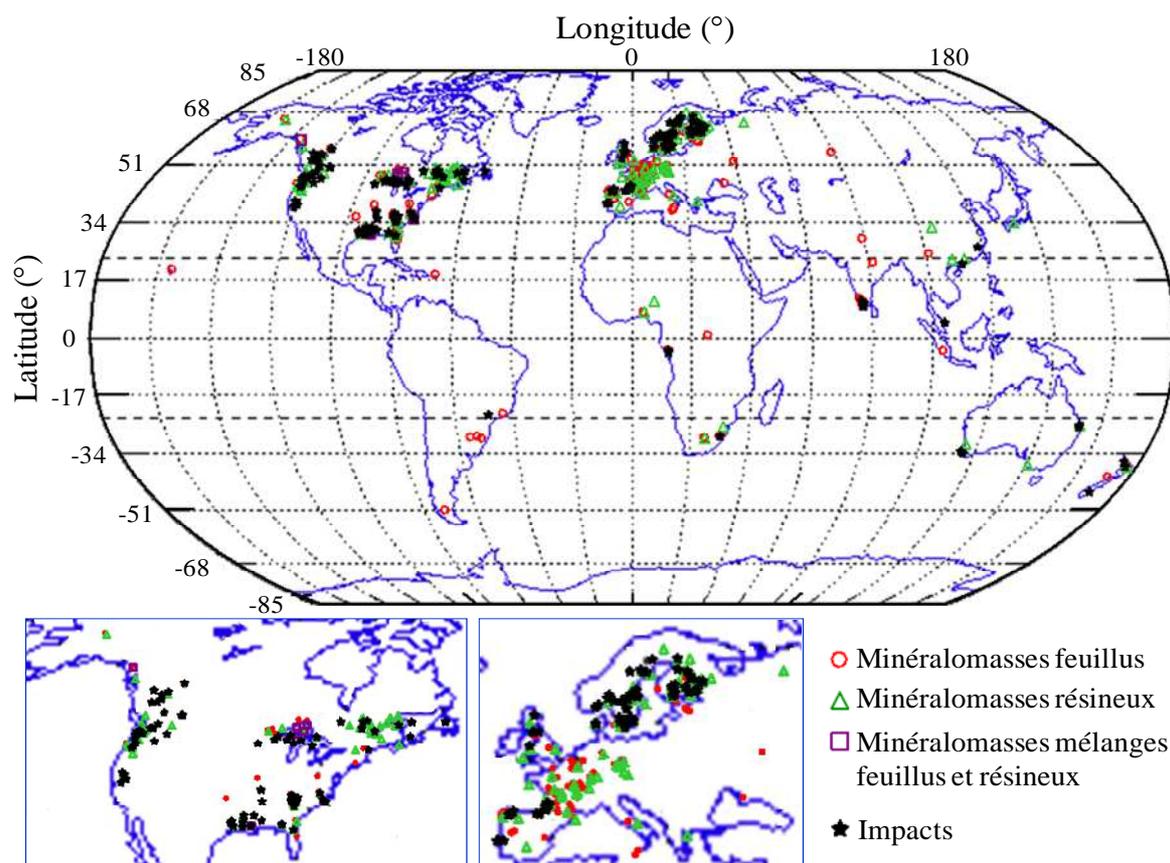


Figure 3.1.1 : Répartition géographique des études portant sur l'étude des minéralomasses et des impacts liés à la récolte des rémanents forestiers.

minéral considéré (-33 à -56 % pour les éléments minéraux majeurs). La diminution des exportations est particulièrement prononcée pour le calcium (tableau 3.2.1). A l'inverse, la récolte des rémanents conduit à une augmentation des exportations d'éléments minéraux et, plus il y a de compartiments exportés, plus l'augmentation des exportations est prononcée (comparaisons entre les scénarios **TTB**, **TTBF**, **TTBR** et **TTBFR** dans le tableau 3.2.1 et la fig. 3.2.1 ; différences significatives entre les scénarios de récolte : $P < 0,0001$). La récolte des branches conduit à une augmentation potentielle théorique des exportations des éléments minéraux de +56 à +90 % pour les éléments minéraux majeurs et de +22 à +126 % pour les éléments minéraux mineurs (tableau 3.2.1). Les modifications des exportations sont plus prononcées lorsque les souches/racines sont exportées avec les branches (+113 à +172 % pour les éléments minéraux majeurs, +137 à +297 % pour les éléments minéraux mineurs). Malgré leur faible biomasse, l'exportation du feuillage peut accroître considérablement les exportations d'éléments minéraux (tableau 3.2.1). Plus généralement, l'augmentation théorique des exportations de biomasse lors de la récolte des branches (avec ou sans feuillage) est moins prononcée que l'augmentation théorique des exportations d'éléments minéraux. Ceci s'explique par des concentrations en éléments minéraux généralement élevées dans ces organes, particulièrement dans le feuillage (André et Ponette, 2003 ; Augusto *et al.*, 2008 ; André *et al.*, 2010 ; Ranger *et al.*, 2011).

Effets des essences forestières

Les modifications des exportations d'éléments minéraux dépendent des essences forestières (voir exemples pour l'azote, le phosphore, le potassium, le calcium et le magnésium dans la fig. 3.2.1). Globalement, l'augmentation des exportations d'éléments minéraux liée à la récolte des rémanents est plus prononcée pour les peuplements de résineux que pour les peuplements de feuillus. Cependant, les différences entre feuillus et résineux semblent être liées à l'exportation du feuillage. En effet, il y a généralement peu de différences lorsque les branches et souches sont exportées sans les feuilles/aiguilles.

Des différences sont également visibles entre les essences forestières au sein des feuillus (bouleau, châtaignier, chêne, eucalyptus, hêtre, peuplier) et des résineux (douglas vert, pin maritime, pin sylvestre, épicéa commun) (annexe 2 : fig. A.2.1 à A.2.5). Au sein des feuillus, nous observons en particulier une augmentation théorique des exportations d'éléments minéraux liée à la récolte des branches plus prononcée pour le châtaignier et moins prononcée pour l'eucalyptus. Au sein des résineux, nous observons une augmentation des exportations d'éléments minéraux globalement plus prononcée pour l'épicéa et moins prononcée pour le douglas vert et le pin maritime (sauf pour le calcium et le magnésium : augmentation des exportations plus prononcée pour le douglas vert).

Les différences entre essences peuvent néanmoins être en partie liées aux contextes. Par exemple, les données sur le pin maritime sont en grande partie issues des forêts landaises. Or, ces forêts se développent sur un substrat sableux très pauvre en éléments minéraux (Achat *et al.*, 2009 ; Augusto *et al.*, 2010), ce qui peut affecter les concentrations en éléments minéraux dans les différents organes des arbres (L. Saint-André, projet EMERGE) et donc les exportations.

Tableau 3.2.1 Modifications[#] théoriques des exportations de biomasse et d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents ou lors de la récolte du tronc écorcé (valeurs moyennes exprimées en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce)).

	BT [†]	TTB [†]	TTBF [†]	TTBR [†]	TTBFR [†]	<i>n_{obs}</i> [‡]
<u>Biomasse</u>	-14	32	42	61	70	98-314
<u>Éléments minéraux majeurs</u>						
Azote, N	-37	77	177	140	222	98-323
Phosphore, P	-36	90	183	172	240	88-290
Potassium, K	-33	69	146	125	185	93-293
Calcium, Ca	-56	64	122	113	147	82-271
Magnésium, Mg	-38	74	135	129	171	79-222
Soufre, S	-37	56	136	141	213	15-42
<u>Éléments minéraux mineurs</u>						
Sodium, Na	-24	126	174	266	345	7-17
Chlore, Cl	(-37) [¶]	(10)	(17)	(22)	(29)	1
Fer, Fe	-28	88	123	297	325	4-19
Manganèse, Mn	-32	66	113	137	183	8-28
Zinc, Zn	-36	69	108	(91)	(115)	2-11
Cuivre, Cu	-18	56	85	(125)	(148)	2-10
Nickel, Ni	-10	22	28	(73)	(80)	1-4
Bore, B	(-34)	94	153	152	206	2-5
Aluminium, Al	-44	64	128	240	296	3-6

Augmentations (valeurs positives) ou diminutions (valeurs négatives) des exportations.

† Scénarios de récolte : BT = Bois du Tronc (sans les écorces), TTB = Tronc Total (bois + écorce) + Branches, TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles, TTBR = Tronc Total + Branches + Racines/souches, TTBFR = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

‡ Nombre d'observations ou cas d'étude. Le nombre d'observations varie en fonction des scénarios.

¶ Les modifications des exportations sont indiquées entre parenthèses lorsque le nombre d'observations est inférieur à 3.

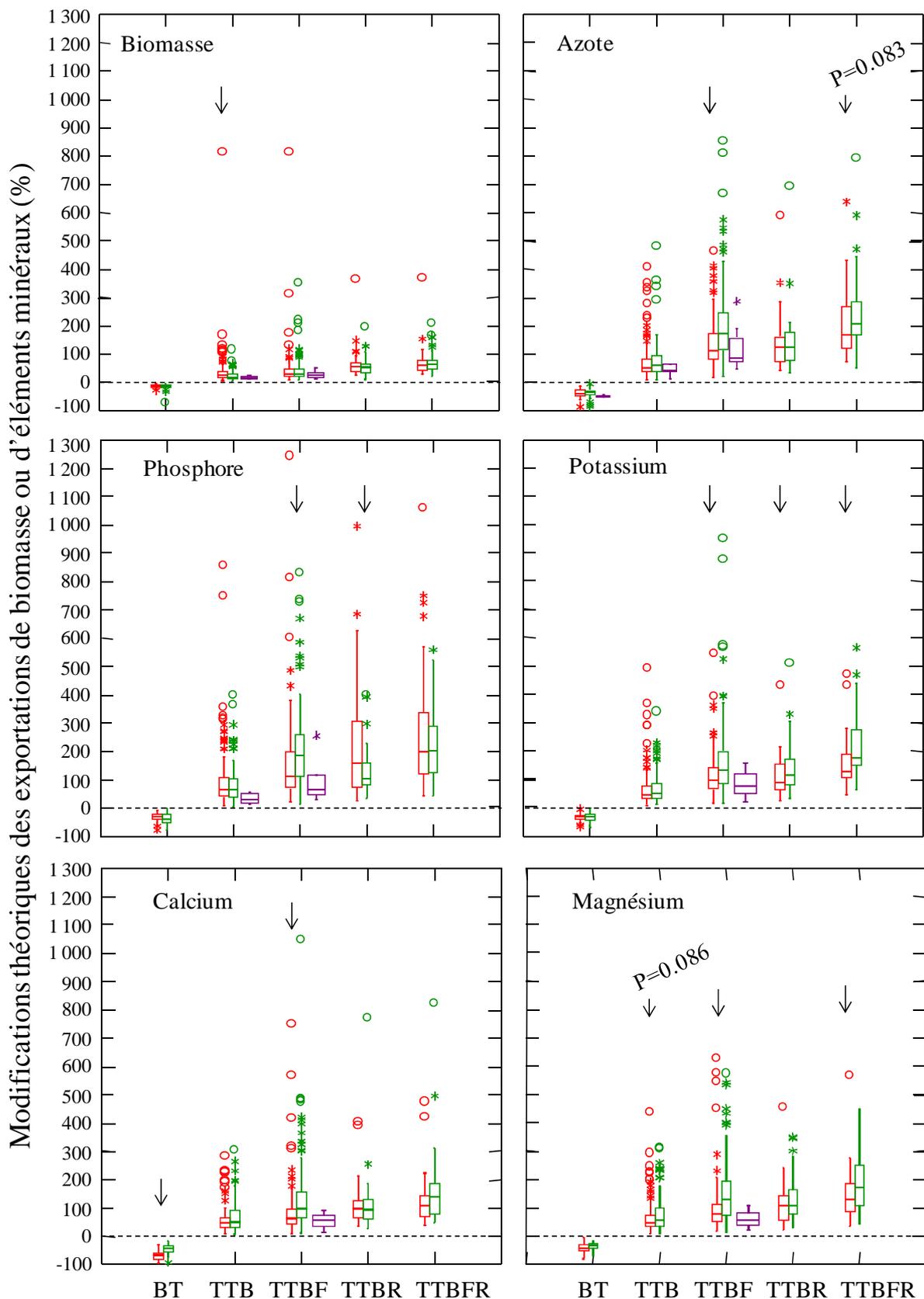


Figure 3.2.1 Modifications (diminutions ou augmentations) théoriques des exportations de biomasse ou d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents ou lors de la récolte du tronc écorcé, en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) – Effet des essences (feuillus en rouge, résineux en vert, mélanges de feuillus et résineux en violet). Scénarios de récolte : BT = Bois du Tronc (sans les écorces) ; TTB = Tronc Total + Branches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; TTBR = Tronc Total + Branches + Racines/souches ; TTBFR = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches. Flèches = différences significatives ($P < 0,05$) entre feuillus et résineux.

Effet du stade de développement

Pour chacune des essences forestières étudiées, les modifications des exportations d'éléments minéraux liées à la récolte des rémanents sont très variables (fig. 3.2.1 et annexe 2 : fig. A.2.1 à A.2.5). Cette variabilité s'explique par un effet du stade de développement des peuplements. Plus les peuplements sont jeunes, plus les modifications des exportations sont prononcées (voir relations avec l'âge des peuplements et le DBH dans la fig. 3.2.2). Ceci est principalement lié au fait que les houppiers, et notamment le feuillage riche en éléments minéraux, représentent une plus grande proportion de la biomasse totale des arbres dans les jeunes peuplements que dans les peuplements matures (fig. 3.2.3). La proportion de feuillage est par ailleurs plus importante pour les résineux que pour les feuillus (fig. 3.2.3), ce qui peut expliquer en partie pourquoi les augmentations des exportations d'éléments minéraux sont globalement plus prononcées pour les résineux (fig. 3.2.1). Au sein des résineux, nous remarquons également que la proportion du feuillage dans les peuplements matures est plus faible pour les pins que pour les autres genres (épicéa, sapin, douglas). Ces différences au sein des résineux sont probablement liées à la forme du houppier avec des indices foliaires généralement plus faibles pour les pins que les autres résineux.

L'effet du stade de développement peut également être expliqué par le fait que les branches sont plus fines dans les jeunes peuplements que dans les peuplements matures. En effet, plus les branches sont fines, plus la proportion des tissus riches en éléments minéraux (écorce, cambium, jeunes cernes du bois) est élevée (Augusto *et al.*, 2008).

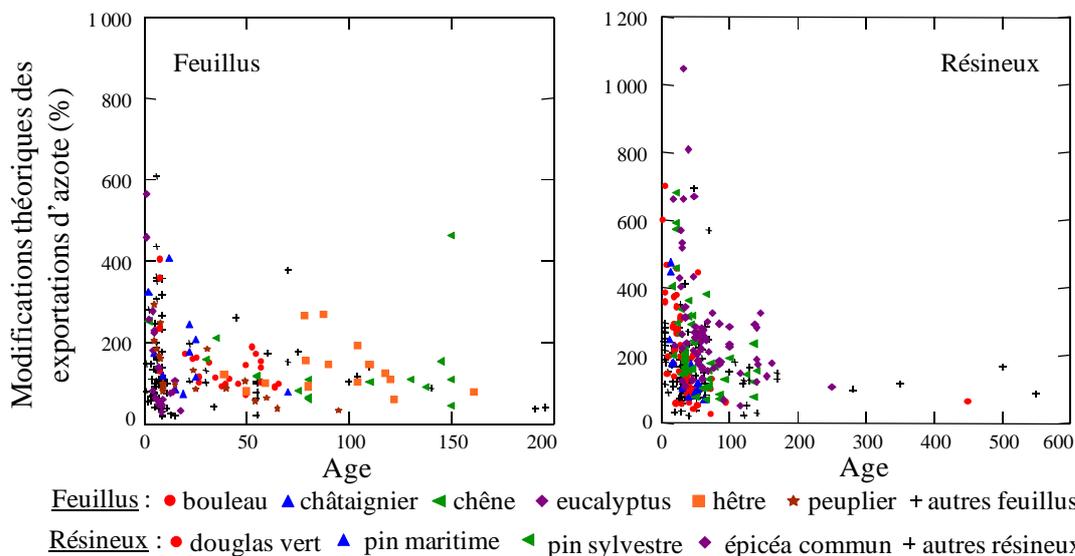


Figure 3.2.2 Effet du stade de développement des peuplements sur les modifications théoriques des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents (augmentations en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) ; exemple pour l'azote et le scénario TTBF). Voir annexe 2 et fig. A.2.6 à A.2.9 pour les autres éléments et scénarios.

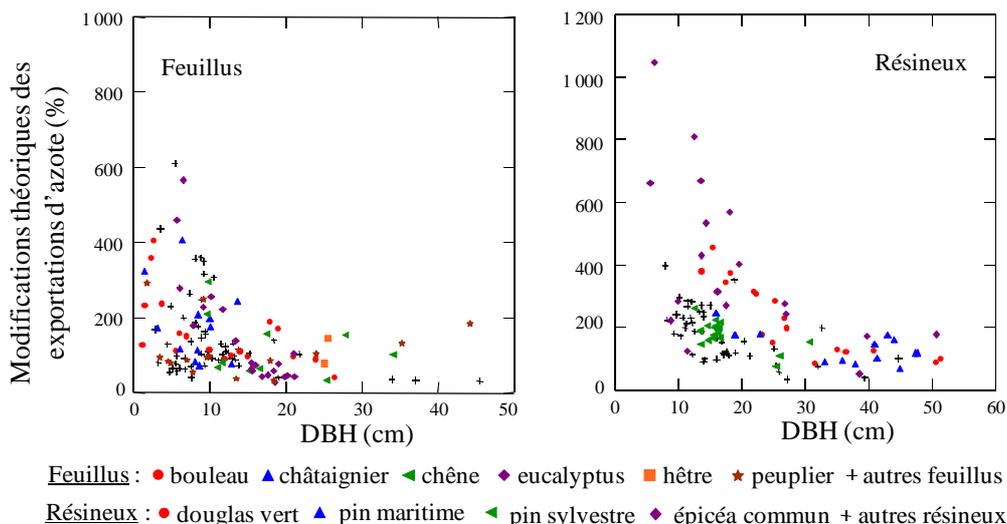


Figure 3.2.2 (suite)

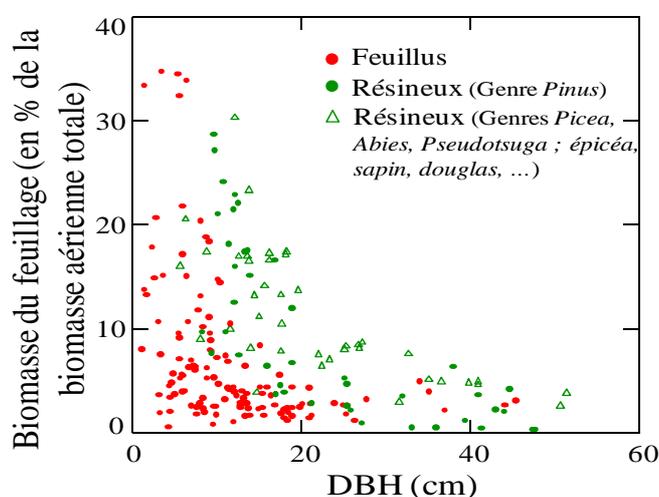


Figure 3.2.3 Biomasse du feuillage en pourcentage de la biomasse aérienne totale et en fonction du DBH.

3.2.2. Modifications théoriques et mesurées des exportations d'éléments minéraux : cas d'étude

Certaines études de la littérature permettent de comparer les modifications théoriques des exportations de biomasse et d'éléments minéraux liées à la récolte des petits compartiments de biomasse (rémanents) (valeurs calculées sur la base de données de minéralomasses et en supposant des taux de récolte de 100 %) avec des valeurs mesurées d'exportation. Pour deux de ces études (parties a et b de la fig. 3.2.4), les valeurs théoriques sont globalement plus élevées que les valeurs mesurées. Les valeurs mesurées et théoriques sont similaires pour seulement une situation (partie c). Ces comparaisons montrent que les modifications théoriques des exportations d'éléments minéraux liées à la récolte des rémanents peuvent être plus élevées que les modifications réelles, parce que tous les rémanents ne sont pas récoltés en pratique (récolte de 50-90 % dans les études présentées ici). Il est donc nécessaire de prendre en compte des taux de récolte en lien avec les pratiques sylvicoles. D'autres situations semblent indiquer au contraire que les modifications théoriques des exportations d'éléments minéraux sont moins prononcées que les modifications mesurées (parties d et e). En effet, en pratique et dans certaines situations, la récolte du bois fort concerne uniquement les troncs commercialisables, les troncs ayant un diamètre minimal. Les troncs de plus petits diamètres sont récoltés avec les rémanents (branches ...), ce qui conduit à des différences d'exportation plus importantes. Bien que les effets de ces pratiques doivent être mis en évidence, ils ne sont pas pris en compte dans le cadre de ce travail (la récolte du bois fort correspond à l'ensemble des troncs ; seules les branches et souches sont incluses dans les rémanents).

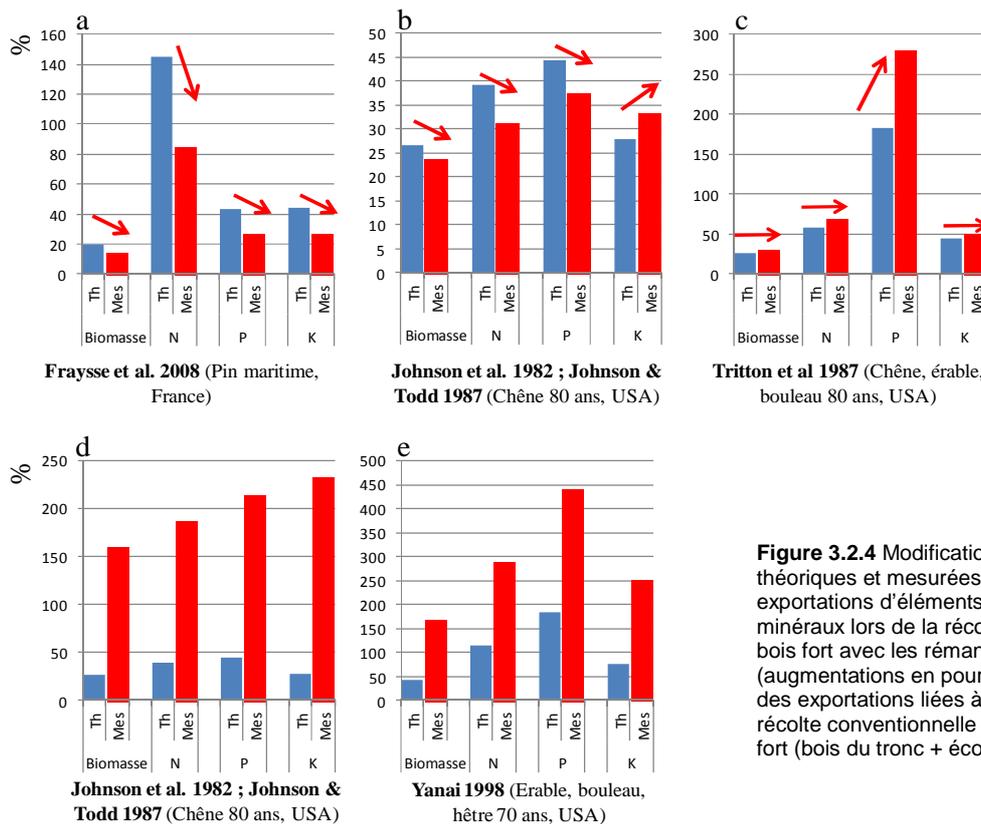


Figure 3.2.4 Modifications théoriques et mesurées des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents (augmentations en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du bois fort (bois du tronc + écorce)).

3.2.3. Modifications des exportations d'éléments minéraux en lien avec les pratiques sylvicoles

Les modifications des exportations d'éléments minéraux, calculées à partir des taux de récolte en lien avec les pratiques sylvicoles, sont présentées dans le tableau 3.2.2 (valeurs moyennes et comparaisons avec les valeurs théoriques potentielles) et fig. 3.2.5 et 3.2.6 (comparaisons entre feuillus et résineux).

La récolte traditionnelle des troncs (après coupe et désarticulation des arbres à la tronçonneuse) se traduit par un taux d'écorçage de seulement 20 % (80 % des écorces sont récoltées). À l'inverse, la récolte avec des engins d'abattage peut conduire à un écorçage de 80 % (20 % des écorces sont récoltées). La récolte des troncs à la machine permet alors de réduire les exportations d'éléments minéraux de -22 à -37 % (scénario 1_BT dans le tableau 3.2.2). Ces diminutions des exportations sont néanmoins plus faibles que les diminutions théoriques potentielles (-33 à -56 %).

Comparées aux valeurs théoriques potentielles, les augmentations des exportations d'éléments minéraux liées à la récolte des rémanents sont également moins prononcées (jusqu'à 4 fois plus faibles) lorsque des taux de récolte sont utilisés (50 % pour les branches de résineux ; 60 % pour les branches de feuillus ; 0-40 % pour les feuilles ou aiguilles ; 60 % pour les souches ; 20-80 % pour les écorces ; cf. scénarios 2_TTB à 13_TTBFR). Les modifications des exportations dépendent également du mode et des conditions de récolte (utilisation de machine d'abattage ou récolte traditionnelle ; récolte hors période de végétation pour les feuillus ou après séchage des rémanents). Notamment, la récolte hors période de végétation ou après séchage des rémanents permet de limiter les exportations du feuillage et donc une réduction importante des exportations d'éléments minéraux (tableau 3.2.2 et fig. 3.2.5). Pour les scénarios **TTBF**, les augmentations moyennes des exportations sont de seulement +37-70 % si la récolte a lieu en hiver ou après séchage (contre +54-122 % pour une récolte lors de la période de végétation et sans séchage ; contre +120-180 % pour les exportations théoriques potentielles). Pour les scénarios **TTBFR**, les augmentations moyennes des exportations sont variées de +64 à +118 % (contre +76-153 % pour une récolte lors de la période de végétation et sans séchage ; contre +146-241 % pour les exportations théoriques potentielles).

Sous certaines conditions, l'augmentation des exportations d'éléments minéraux liée à la récolte des branches peut être en grande partie compensée en réduisant les exportations des écorces (scénario 14_TTBFR dans le tableau 3.2.2 et fig. 3.2.6). En effet, en comparaison à la récolte traditionnelle du

bois fort (coupe à la tronçonneuse et récolte du tronc avec 80 % des écorces), la récolte du bois fort et des branches avec des machines d'abattage (réduction des exportations des écorces) et la récolte hors période de végétation pour les feuillus ou après séchage (réduction des exportations de feuilles/aiguilles) n'induit qu'une augmentation limitée des exportations. L'augmentation des exportations peut néanmoins rester conséquente dans certaines situations (fig. 3.2.6).

L'augmentation des exportations d'éléments minéraux liée à la récolte des rémanents et calculée en utilisant des taux de récolte est globalement plus prononcée pour les résineux que pour les feuillus (fig. 3.2.5 et 3.2.6 ; résultats similaires à ceux sur les exportations théoriques potentielles). Le nombre d'observations n'est cependant pas suffisant pour quantifier les effets des différentes essences forestières (au sein des feuillus ou résineux) pour l'ensemble des scénarios.

Tableau 3.2.2 Modifications des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents ou lors de la récolte du tronc écorcé (valeurs moyennes calculées en utilisant des taux de récolte[£] en lien avec les pratiques sylvicoles et exprimées en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc seul (= référence)). Comparaisons avec les modifications théoriques des exportations "entre parenthèses".

Scénarios de récolte [†]	Mode de récolte, scénarios de récolte [¶]	Mode de récolte, référence [¶]	Hors végétation ou après séchage [§]	Azote, N	Phosphore, P	Potassium, K	Calcium, Ca	Magnésium, Mg
1_BT	Mach.	Tradi.	_	-24 (-37) [#]	-24 (-36)	-22 (-33)	-37 (-56)	-25 (-38)
2_TTB	Tradi.	Tradi.	_	37 (77)	43 (90)	32 (69)	32 (64)	40 (74)
3_TTB	Mach.	Mach.	_	51 (77)	59 (90)	43 (69)	55 (64)	53 (74)
4_TTBF	Tradi.	Tradi.	Non	87 (177)	84 (183)	62 (146)	54 (122)	66 (135)
5_TTBF	Mach.	Mach.	Non	122 (177)	120 (183)	84 (146)	91 (122)	89 (135)
6_TTBF	Tradi.	Tradi.	Oui	46 (177)	50 (183)	37 (146)	37 (122)	45 (135)
7_TTBF	Mach.	Mach.	Oui	63 (177)	70 (183)	50 (146)	62 (122)	60 (135)
8_TTBR	Tradi.	Tradi.	_	79 (140)	81 (172)	76 (125)	61 (113)	76 (129)
9_TTBR	Mach.	Mach.	_	107 (140)	109 (172)	95 (125)	108 (113)	97 (129)
10_TTBFR	Tradi.	Tradi.	Non	113 (222)	109 (240)	103 (185)	76 (147)	96 (171)
11_TTBFR	Mach.	Mach.	Non	153 (222)	149 (240)	128 (185)	132 (147)	124 (171)
12_TTBFR	Tradi.	Tradi.	Oui	85 (222)	87 (240)	82 (185)	64 (147)	80 (171)
13_TTBFR	Mach.	Mach.	Oui	116 (222)	118 (240)	101 (185)	112 (147)	103 (171)
14_TTBF	Mach.	Tradi.	Oui	21 (177)	25 (183)	14 (146)	0 (122)	20 (135)
<i>n_obs</i>				35-117	34-109	36-110	36-102	36-101

Le tableau compare les exportations d'éléments minéraux pour différents scénarios de récolte (troncs avec rémanents ou troncs écorcés) aux exportations liées à la récolte conventionnelle du bois fort (troncs seuls). Les modes de récolte sont également pris en compte.

£ Les taux de récolte sont présentés dans la figure 2.1.2 (cf. matériel et méthodes)

† Scénarios de récolte : BT = Bois du Tronc (tronc écorcé à 80%), TTB = Tronc Total (bois + écorce) + Branches, TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles, TTBR = Tronc Total + Branches + Racines/souches, TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

¶ Le mode de récolte (machine = engins d'abattage ; traditionnel = tronçonneuse) affecte le taux de récolte des écorces (moins d'écorces récoltées avec les engins d'abattage). Lorsque le mode de récolte ne varie pas entre le scénario de récolte des rémanents et la récolte conventionnelle, les différences d'exportations d'éléments minéraux sont uniquement liées à la récolte des rémanents (branches, feuillage, souches).

§ La période de récolte ou le séchage affecte le taux de récolte des feuilles ou aiguilles.

Modifications théoriques des exportations indiquées entre parenthèses.

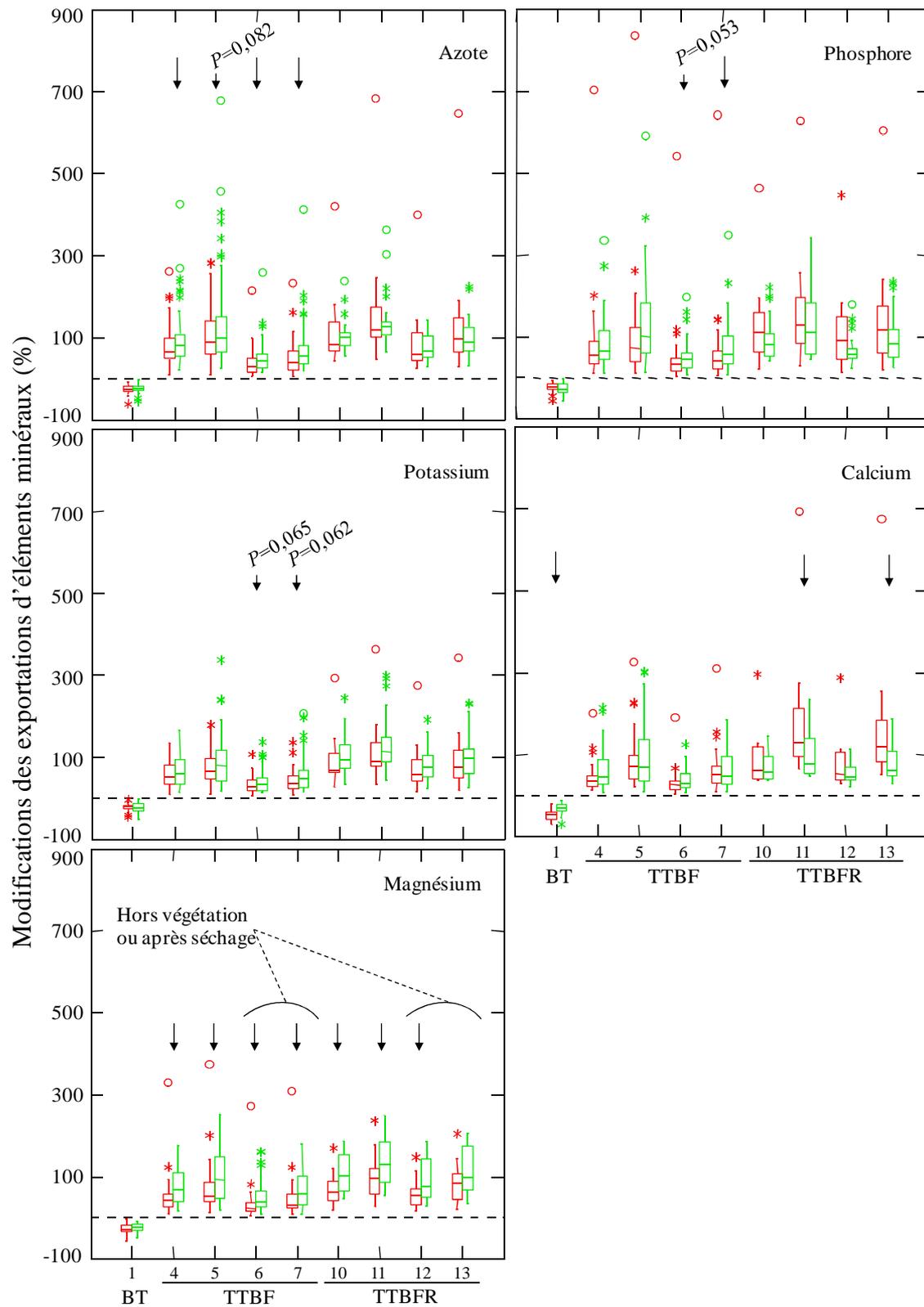


Figure 3.2.5 Modifications des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents ou lors de la récolte du tronc écorcé (valeurs calculées en utilisant des taux de récolte en lien avec les pratiques sylvicoles et exprimées en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc – Effet des essences (feuillus en rouge ; résineux en vert) ; les flèches indiquent les différences significatives ($P < 0,05$) entre feuillus et résineux). Scénarios de récolte : voir légende dans le **tableau 3.2.2**.

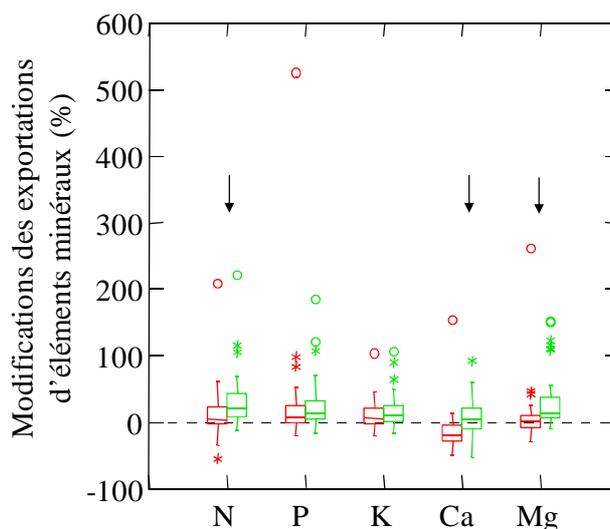


Figure 3.2.6 Modifications des exportations d'éléments minéraux pour le scénario 14_TTBf (voir légende dans le **tableau 3.2.2**) – Effet des essences (**feuillus en rouge** ; **résineux en vert** ; les flèches indiquent les différences significatives ($P < 0,05$) entre feuillus et résineux).

3.2.4. Comparaisons entre les exportations théoriques d'éléments minéraux et les stocks dans les sols

Les exportations théoriques d'éléments minéraux (en fonction des scénarios de récolte) sont présentées en pourcentage des stocks dans les sols dans les fig. 3.2.7 et 3.2.8. Les données sont regroupées en fonction de l'épaisseur du profil de sol considéré (voir matériel et méthodes : partie 2.1.3) et les exportations sont mises en relation avec les stocks totaux d'éléments minéraux (fertilité totale ou à long-terme) et les stocks d'éléments minéraux disponibles pour les arbres à un instant donné (fertilité actuelle ou à court-terme).

Pour tous les scénarios de récolte, les exportations théoriques potentielles d'azote et de phosphore représentent généralement une faible proportion des stocks totaux dans les sols (fertilité totale ; fig. 3.2.7 : valeurs médianes < 10-20 %). Cependant, les exportations théoriques potentielles de phosphore, potassium, calcium et magnésium sont importantes en comparaison aux stocks disponibles ou échangeables dans les sols (fertilité actuelle ; fig. 3.2.7 et 3.2.8 : valeurs médianes jusqu'à 100 % ou plus). C'est notamment le cas lorsque les rémanents sont exportés : Les exportations exprimées en % des stocks dans les sols sont plus élevées pour les scénarios **TTB**, **TTBF**, **TTBR** et **TTBFR** que pour les scénarios **BT** et **TT**.

Plus il y a de compartiments récoltés, plus les exportations théoriques d'éléments minéraux sont conséquentes par rapport aux stocks dans les sols (cf. comparaison entre les scénarios de récolte), mais les résultats sont très variables entre les études (fig. 3.2.7 et 3.2.8). Cette variabilité (jusqu'à trois ordres de grandeur) s'explique principalement par des différences entre les études au niveau du stade de développement des peuplements (fig. 3.2.9) : Plus les peuplements sont âgés, plus les biomasses et minéralomasses et donc les exportations potentielles sont importantes. La variabilité s'explique également par des différences de minéralomasses entre les essences forestières et des différences de teneurs en éléments minéraux entre les types de sol.

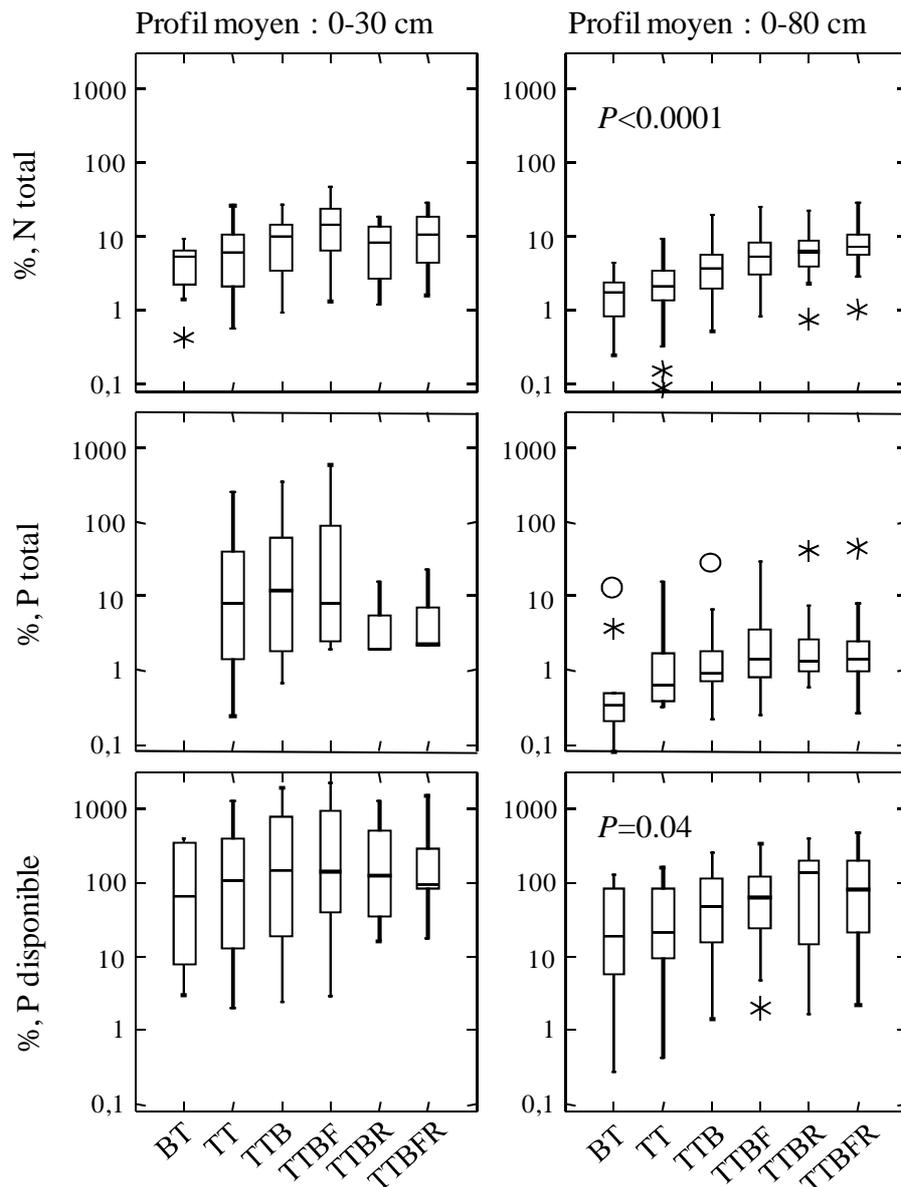


Figure 3.2.7 : Quantités d'éléments minéraux exportés en % des stocks dans les sols (azote et phosphore total, phosphore disponible) et en fonction des scénarios de récolte. Scénarios de récolte : **BT** = Bois du Tronc (sans les écorces) ; **TT** = Tronc Total (scénario de récolte de référence ; bois + écorce) ; **TTB** = Tronc Total + Branches ; **TTBF** = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; **TTBR** = Tronc Total + Branches + Racines/souches ; **TTBF** = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

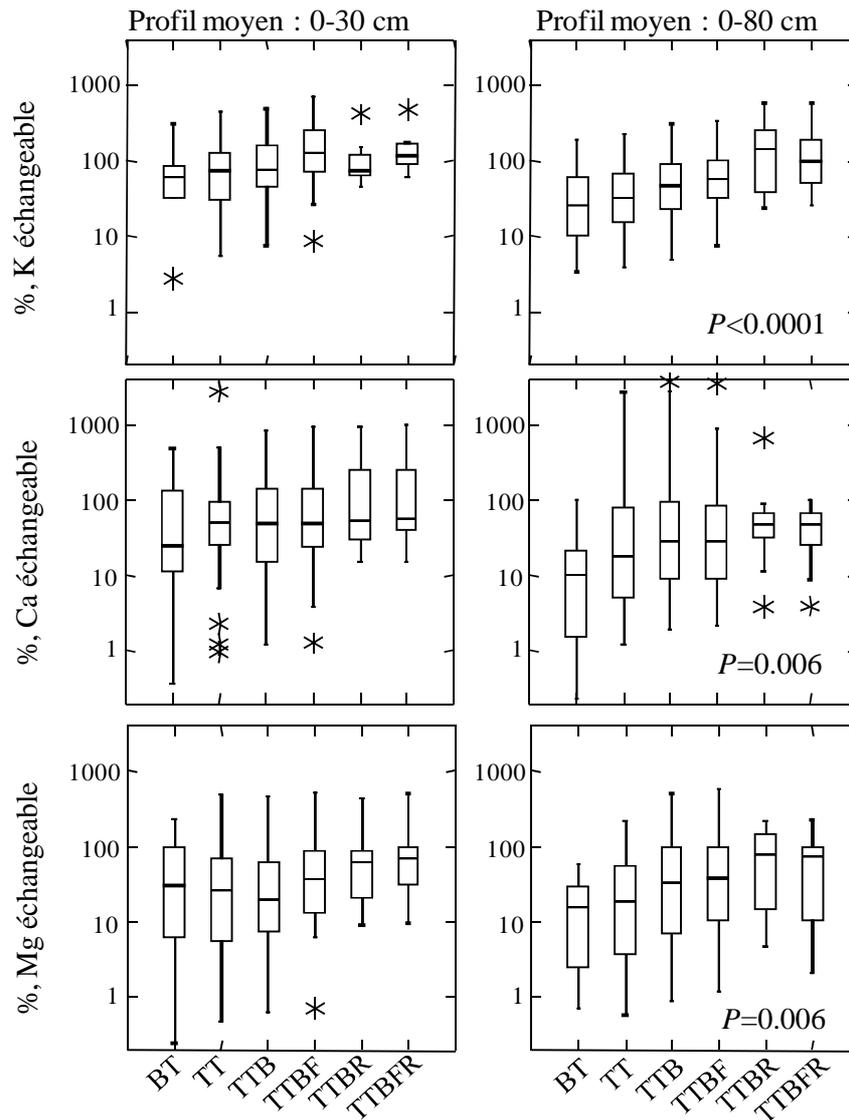


Figure 3.2.8 : Quantités d'éléments minéraux exportés en % des stocks dans les sols (potassium, calcium et magnésium échangeable) et en fonction des scénarios de récolte. Scénarios de récolte : **BT** = Bois du Tronc (sans les écorces); **TT** = Tronc Total (scénario de récolte de référence ; bois + écorce); **TTB** = Tronc Total + Branches; **TTBF** = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles; **TTBR** = Tronc Total + Branches + Racines/souches; **TTBFBR** = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

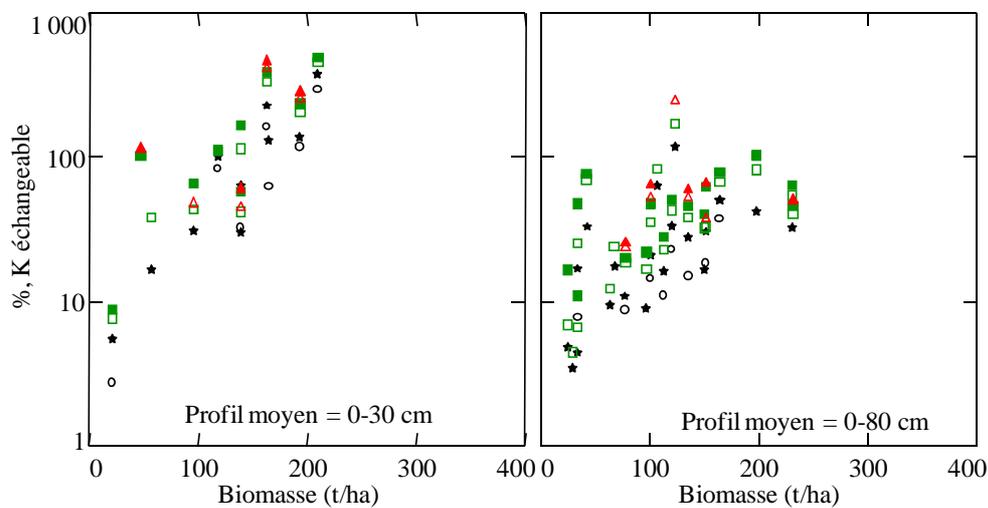


Figure 3.2.9 : Quantités d'éléments minéraux exportés (en % des stocks dans les sols) en fonction du stade de développement des peuplements (biomasses du bois fort, exemple pour le potassium échangeable et pour les feuillus). Scénarios de récolte : ○ = Bois du Tronc (sans les écorces) ; * = Tronc Total (bois + écorce) ; □ = Tronc Total + Branches ; ■ = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; △ = Tronc Total + Branches + Racines/souches ; ▲ = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

3.2.5. Simulations des exportations de nutriments en fonction de la biomasse du bois fort et des compartiments récoltés.

La base de données a permis de calibrer des équations qui permettent de simuler les minéralomasses en fonction des scénarios de récolte, pour les différents éléments minéraux (N, P, K, Ca, Mg) et pour différentes essences forestières (feuillus : bouleau, châtaignier, chêne, eucalyptus, hêtre, peuplier ; résineux : douglas vert, pin maritime, pin sylvestre, épicéa commun). Un exemple est présenté dans la fig. 3.2.10 ci-dessous et les détails (paramètres, coefficients de régression, indice de confiance pour chaque équation) en annexe 2 (tableau A.2.1 et fig. A.2.10 à A.2.13).

Ces relations permettent de mettre en évidence les modifications des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte des rémanents. Elles sont donc complémentaires aux résultats présentés dans les parties 3.2.1 à 3.2.3.

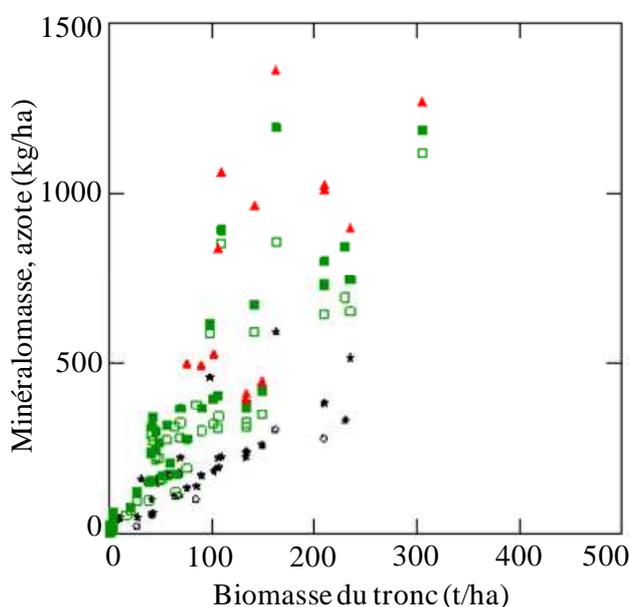


Figure 3.2.10 : Tarifs de minéralomasses en fonction des scénarios de récolte (exemple pour l'azote et le chêne). Scénarios de récolte : ○ = BT, Bois du Tronc (sans les écorces) ; * = TT, Tronc Total (bois + écorce) ; □ = TTB, Tronc Total + Branches ; ■ = TTBF, Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; ▲ = TTBF, Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches. Les tarifs de minéralomasses pour l'ensemble des éléments minéraux et pour les différentes essences forestières sont présentés dans l'annexe 2 (tableau A2.1 et figures A.2.10 à A.2.13).

3.3. Impacts sur la fertilité des sols et la productivité après récolte

3.3.1. Rappels : concepts liés à la fertilité des sols et variables étudiées

Fertilité biologique

Les processus de décomposition de la matière organique permettent, entre autres, de fournir des éléments minéraux disponibles pour les arbres. Ces processus de décomposition sont liés à l'action des organismes vivants du sol (activité de la faune et des micro-organismes). On parle alors de fertilité biologique. L'activité microbiologique et de décomposition est elle-même sous l'influence de facteurs environnementaux, comme la température et l'humidité des sols ou l'aération des sols qui peut être affectée du fait de la compaction des sols. L'activité biologique et les processus de décomposition dépendent également des stocks de matière organique et de leur qualité (matière organique plus ou moins facilement décomposable).

Fertilité chimique

A un instant donné (sur le court-terme), seule une faible proportion des éléments minéraux du sol sont assimilables par les racines des arbres. En plus des stocks totaux d'éléments minéraux, les quantités disponibles doivent donc être étudiées. Les quantités d'éléments minéraux disponibles à un instant donné dépendent de la capacité du sol à retenir ces éléments (par exemple, de la capacité d'échange cationique ou CEC = nombre de sites négatifs à la surface des constituants solides du sol permettant la fixation de cations (cations alcalins et alcalino-terreux, intéressants d'un point de vue nutritif = potassium K^+ , calcium Ca^{2+} , magnésium Mg^{2+} , ... ; également des acides forts non utiles à la nutrition : H_3O^+ , ...)). Cette capacité de rétention dépend elle-même des propriétés physico-chimiques des sols : La CEC correspond à l'ensemble des charges négatives fournies par les argiles et les matières organiques. Le stock d'éléments minéraux disponibles dépend également de la capacité des sols à fournir des éléments, par altération des minéraux ou par décomposition des matières organiques.

L'exportation de cations alcalins et alcalino-terreux (principalement Ca^{2+} et Mg^{2+}), du fait de la récolte de biomasse et des pertes par lixiviation, est acidifiante. Elle entraîne une désaturation de la CEC (diminution du taux de saturation de la CEC en cations alcalins et alcalino-terreux) et un remplacement progressif de Ca^{2+} et Mg^{2+} par H^+ et Al^{3+} . Cela peut se traduire par un abaissement du pH du sol et une augmentation de l'acidité d'échange. L'acidité d'échange correspond à la quantité de protons H^+ et de cations Al^{3+} (également Mn^{2+} et Fe^{2+}) adsorbés sur le complexe d'échange. L'acidification ne se traduit pas toujours par un abaissement du pH du sol qui peut être suffisamment tamponné. L'acidification des sols modifie finalement la disponibilité des éléments minéraux (N, P, K, Ca, Mg, ...), via une modification de la capacité de rétention des sols (modification des charges de surface, formation d'intergrades Al) et des processus de décomposition.

Variables étudiées

Cette étude présente les **effets de la récolte des rémanents sur l'ensemble des variables liées à la fertilité des sols** (stock de matière organique en 3.3.2 ; qualité de la matière organique en 3.3.3 ; température, humidité et compaction en 3.3.4 ; activité biologique et décomposition en 3.3.5 ; éléments minéraux totaux en 3.3.6 ; éléments minéraux disponibles en 3.3.7 ; lixiviation en 3.3.8 ; acidité des sols en 3.3.9) **et sur le statut nutritionnel et la croissance des arbres après récolte** (en 3.3.10).

3.3.2. Stocks de matière organique dans les sols

Effets généraux

Globalement, l'exportation de biomasse supplémentaire (notamment les rémanents) conduit à une diminution des stocks de matière organique, principalement aux niveaux des couches de débris et de litières (ratios significativement inférieurs à 1 ; moins d'effets au niveau des sols minéraux). Les concentrations en carbone semblent être moins affectées (fig. 3.3.1).

Comparée à la récolte conventionnelle du bois fort (tronc seul, bois + écorce), le scénario **TTB** (récolte Tronc Total + Branches sans les feuilles/aiguilles, en violet sur la figure) ne semble pas avoir d'effet sur les stocks de matière organique (rapport ≈ 1). Cependant, le scénario **TTBF** (récolte Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles, en rouge) conduit à une diminution significative des stocks de matière organique (diminution de 40 % pour les résidus et 10 % pour les litières et horizons profonds). La diminution des stocks est plus importante lorsque les souches sont récoltées (scénario **TTR/TTBFR** en bleu) et, d'une manière générale, plus il y a de biomasse exportée, plus les stocks de matière organique sont affectés (cf. comparaison des médianes des différents scénarios de récolte sur la figure).

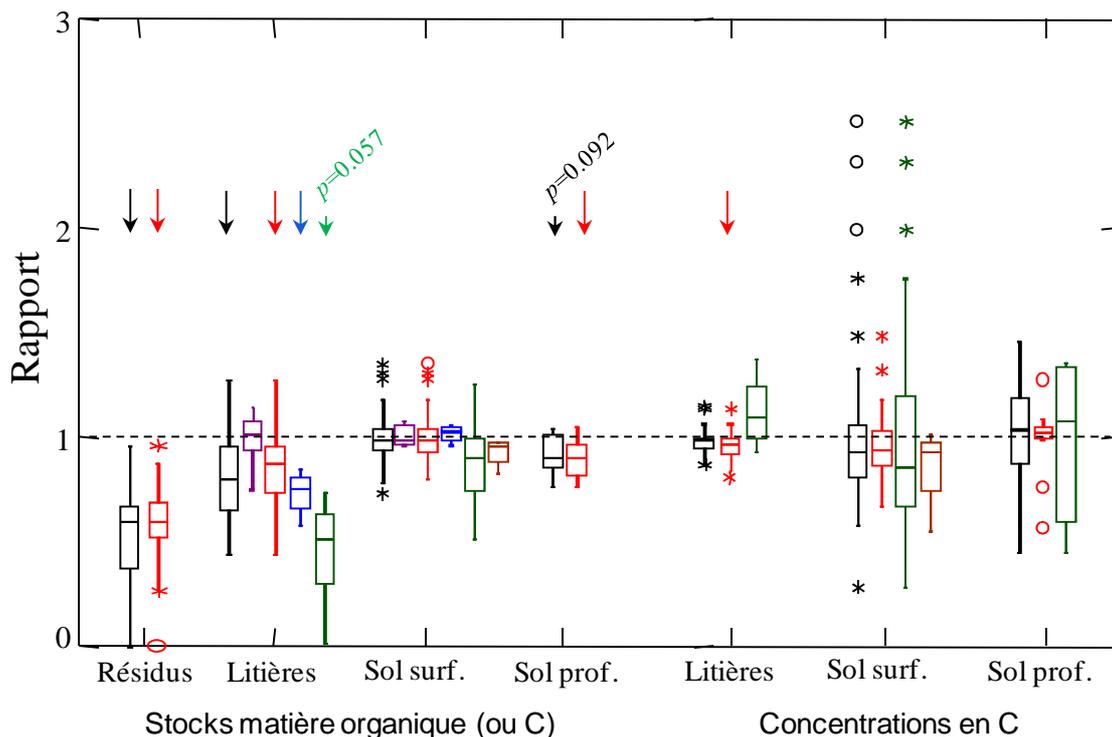


Figure 3.3.1 : Impacts sur les stocks de matière organique (ou de carbone, en t/ha) et les concentrations en carbone (g/kg) en fonction de l'horizon (couche de débris, litière, sol minéral de surface [0-20 cm], sol minéral profond [20-100 cm]). La figure indique le rapport entre la valeur d'une variable donnée après récolte du tronc et des résidants (**Moyenne générale** en noir, **TTB** en violet, **TTBF** en rouge, **TTR/TTBFR** en bleu, **TTBF+débris/litières** en vert) et la valeur de la même variable après récolte conventionnelle (tronc seul TT, bois + écorce). La figure présente également, en marron, le rapport entre la valeur d'une variable après récolte de l'arbre entier et la valeur lorsque le tronc seul est récolté et des résidants supplémentaires sont apportés (« double slash » ; TTBF(+) vs TT(DS)). Les flèches indiquent les rapports qui sont significativement différents de 1 et donc les effets significatifs de la récolte des résidants.

Effet de la durée écoulée après récolte

La variabilité observée au niveau des impacts sur les stocks et concentrations en carbone (par exemple, au niveau des sols minéraux de surface) peut s'expliquer en partie par un effet de la durée écoulée après récolte. En effet, les résultats suggèrent des effets ou des tendances plus prononcés durant les premières années après récolte (ratio significativement inférieur à 1 durant les premières années, ratio proche de 1 et donc moins ou absence d'effet à partir de 10 ans ; fig. 3.3.2).

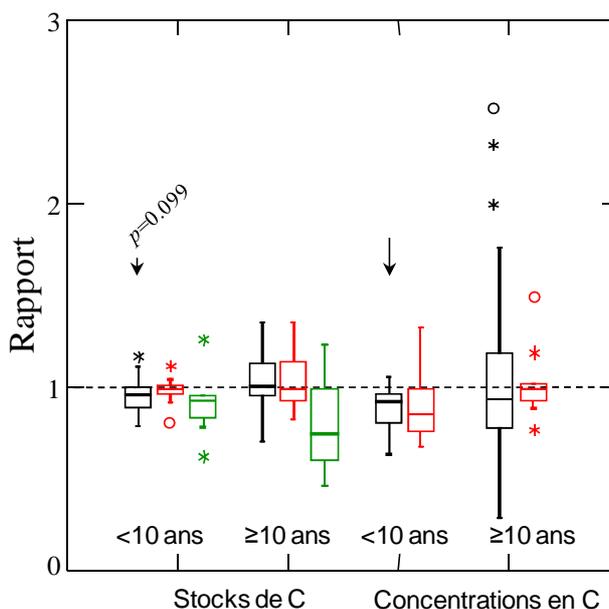


Figure 3.3.2 : Impacts sur les stocks carbone dans les sols minéraux de surface (0-20 cm) : effet de l'âge après récolte (<10 ans, 10-30 ans). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1

Relations avec les teneurs en carbone dans les sols

Dans cette étude, les relations entre le rapport, c'est-à-dire le niveau des effets de la récolte des rémanents, et la teneur en carbone dans les sols ont été testées. Ces relations ont été testées en séparant les différents scénarios de récolte et les horizons de sol et en considérant le temps écoulé après récolte. En effet, les résultats précédemment présentés montrent que les effets de la récolte des rémanents dépendent en premier lieu de l'intensité des récoltes, de la profondeur du sol et du temps écoulé après récolte. Les résultats n'ont cependant pas révélé de relations significatives entre le rapport et la teneur en carbone dans les sols (voir exemple pour les sols minéraux de surface en annexe 3 : fig. A.3.1).

Répartition des effectifs en fonction des pays et du type de sol (classification FAO)

Les résultats ont révélé des effets de la récolte des rémanents sur les stocks de matière organique, ainsi que des différences entre les scénarios de récolte. Cependant, il est important de considérer que les données sur certaines variables et certains scénarios de récolte (notamment les scénarios **TTB** et **TTR/TTBFR**) correspondent majoritairement à quelques pays (Etats-Unis, Suède ou Australie/Nouvelle-Zélande) et/ou types de sols (notamment les podzols). En d'autres termes, la gamme expérimentale ne couvre pas toujours l'ensemble des pays et sols de manière équilibrée (voir détails dans les tableaux 3.3.1 et 3.3.2). Cependant, les résultats montrent également qu'il n'y a généralement pas de différence entre les pays ou les types de sol (comparaisons possibles uniquement entre podzols, acrisols et gleysols, tableaux 3.3.1 et 3.3.2). Ceci suggère que certaines répartitions déséquilibrées des données en fonction des pays et types de sol n'affectent pas (ou affectent peu) les résultats sur les effets de la récolte des rémanents sur les stocks de matière organique.

Tableau 3.3.1 : Impacts sur les stocks de matière organique (ou de carbone) et les concentrations en carbone : répartitions des effectifs en fonction des pays.

Variable	Scénario de récolte	Effectif total & par pays (% de l'effectif total)										Effet pays p †		
		Effectif total	USA	Canada	Suède	Finlande	RU	Espagne	Congo	Chine	Indonésie		Australie	NZ
Stocks résidus	Tous	20	13 (65%)	4 (20%)	1 (5%)	1 (5%)	1 (5%)	.	.	0,780
	TTBF vs TT	19	12 (63%)	4 (21%)	1 (5%)	1 (5%)	1 (5%)	.	.	0,833
Stocks litières	Tous	31	7 (23%)	3 (10%)	11 (35%)	5 (16%)	1 (3%)	1 (3%)	3 (10%)	0,093
	TTB vs TT	5	.	.	4 (80%)	1 (20%)
	TTBF vs TT	28	7 (25%)	3 (11%)	8 (29%)	5 (18%)	1 (4%)	1 (4%)	3 (11%)	0,315
	TTR/TTBFR vs TT	4	.	.	4 (100%)
	TTBF+ vs TT	7	3 (43%)	1 (14%)	3 (43%)	0,704
Stocks sol surf.	Tous	31	7 (23%)	2 (6%)	11 (35%)	3 (10%)	1 (3%)	.	.	2 (6%)	.	2 (6%)	3 (10%)	0,021
	TTB vs TT	5	.	.	4 (80%)	1 (20%)
	TTBF vs TT	27	7 (26%)	1 (4%)	8 (30%)	3 (11%)	1 (4%)	.	.	2 (7%)	.	2 (7%)	3 (11%)	0,693
	TTR/TTBFR vs TT	4	.	.	4 (100%)
	TTBF+ vs TT	8	3 (38%)	1 (13%)	1 (13%)	.	.	3 (38%)	0,035
Stocks sol surf. (< 10 ans)	Tous	14	6 (43%)	2 (14%)	.	1 (7%)	.	.	1 (7%)	.	2 (14%)	2 (14%)	0,131	
	TTB vs TT	13	6 (46%)	1 (8%)	.	1 (8%)	.	.	1 (8%)	.	2 (15%)	2 (15%)	0,993	
	TTBF+ vs TT	7	3 (43%)	1 (14%)	1 (14%)	.	.	2 (29%)	.	
Stocks sol surf. (≥ 10 ans)	Tous	20	2 (10%)	.	11 (55%)	2 (10%)	1 (5%)	.	1 (5%)	.	.	3 (15%)	0,002	
	TTB vs TT	16	1 (6%)	.	8 (50%)	2 (13%)	1 (6%)	.	1 (6%)	.	.	3 (19%)	0,294	
	TTBF+ vs TT	4	1 (25%)	3 (75%)	.	
Stocks sol prof.	Tous	7	5 (71%)	1 (14%)	.	.	1 (14%)	.	
	TTB vs TT	7	5 (71%)	1 (14%)	.	.	1 (14%)	.	
Conc. litières	Tous	21	1 (5%)	5 (24%)	5 (24%)	5 (24%)	1 (5%)	.	.	.	1 (5%)	3 (14%)	0,012	
	TTB vs TT	21	1 (5%)	5 (24%)	5 (24%)	5 (24%)	1 (5%)	.	.	.	1 (5%)	3 (14%)	0,164	
	TTBF+ vs TT	4	1 (25%)	3 (75%)	.	
Conc. sol surf.	Tous	36	21 (58%)	2 (6%)	5 (14%)	.	.	1 (3%)	1 (3%)	.	3 (8%)	3 (8%)	0,681	
	TTB vs TT	15	4 (27%)	2 (13%)	5 (33%)	1 (7%)	3 (20%)	0,577	
	TTBF+ vs TT	20	15 (75%)	1 (5%)	.	.	.	1 (5%)	1 (5%)	.	.	2 (10%)	.	
	TTBF(+) vs TT(DS)	3	3 (100%)	.	
Conc. sol surf. (< 10 ans)	Tous	11	3 (27%)	2 (18%)	.	.	.	1 (9%)	1 (9%)	.	3 (27%)	1 (9%)	0,636	
	TTB vs TT	7	3 (43%)	2 (29%)	1 (14%)	1 (14%)	.	
Conc. sol surf. (≥ 10 ans)	Tous	26	19 (73%)	.	5 (19%)	2 (8%)	0,665	
	TTB vs TT	9	2 (22%)	.	5 (56%)	2 (22%)	.	
Conc. sol prof.	Tous	15	9 (60%)	3 (20%)	.	.	1 (7%)	.	.	.	1 (7%)	1 (7%)	0,893	
	TTB vs TT	9	3 (33%)	3 (33%)	.	.	1 (11%)	.	.	.	1 (11%)	1 (11%)	0,536	
	TTBF+ vs TT	6	6 (100%)	

† Seuls les pays avec des effectifs ≥ 3 sont inclus dans l'analyse statistique.

Tableau 3.3.2 : Impacts sur les stocks de matière organique (ou de carbone) et les concentrations en carbone : répartitions des effectifs en fonction du type de sol.

Variables	Scénarios de récolte	Effectif total & par type de sol (% de l'effectif total)											Effet sol p †
		total	Acrisols	Andosols	Arenosols	Cambisols	Ferralsols	Gleysols	Luvissols	Podzols	Regosols	Autres‡	
Stocks résidus	Tous	20	3 (15%)	1 (5%)	1 (5%)	1 (5%)	.	4 (20%)	2 (10%)	.	.	8 (40%)	0,06
	TTBF vs TT	19	2 (11%)	1 (5%)	1 (5%)	1 (5%)	.	4 (21%)	2 (11%)	.	.	8 (42%)	.
Stocks litières	Tous	31	4 (13%)	2 (6%)	.	.	.	1 (3%)	2 (6%)	13 (42%)	1 (3%)	8 (26%)	0,352
	TTB vs TT	5	5 (100%)	.	.	.
	TTBF vs TT	28	4 (14%)	2 (7%)	.	.	.	1 (4%)	2 (7%)	10 (36%)	1 (4%)	8 (29%)	0,462
	TTR/TTBRF vs TT	4	4 (100%)	.	.	.
	TTBF+ vs TT	7	1 (14%)	2 (29%)	1 (14%)	3 (43%)	.
Stocks sol surf.	Tous	31	7 (23%)	1 (3%)	.	.	1 (3%)	2 (6%)	1 (3%)	14 (45%)	1 (3%)	4 (13%)	0,597
	TTB vs TT	5	5 (100%)	.	.	.
	TTBF vs TT	27	7 (26%)	1 (4%)	.	.	1 (4%)	1 (4%)	1 (4%)	11 (41%)	1 (4%)	4 (15%)	0,765
	TTR/TTBRF vs TT	4	4 (100%)	.	.	.
	TTBF+ vs TT	8	3 (38%)	1 (13%)	.	.	.	1 (13%)	.	.	1 (13%)	2 (25%)	.
	TTBF(+) vs TT(DS)	4	2 (50%)	.	.	.	1 (25%)	.	.	1 (25%)	.	.	.
Stocks sol surf. (< 10 ans)	Tous	14	5 (36%)	1 (7%)	.	.	1 (7%)	1 (7%)	1 (7%)	3 (21%)	.	2 (14%)	0,868
	TTBF vs TT	13	5 (38%)	1 (8%)	.	.	1 (8%)	.	1 (8%)	3 (23%)	.	2 (15%)	0,995
	TTBF+ vs TT	7	3 (43%)	1 (14%)	.	.	.	1 (14%)	.	.	.	2 (29%)	.
Stocks sol surf. (≥ 10 ans)	Tous	20	3 (15%)	1 (5%)	.	.	.	1 (5%)	.	11 (55%)	1 (5%)	3 (15%)	0,119
	TTBF vs TT	16	2 (13%)	1 (6%)	.	.	.	1 (6%)	.	8 (50%)	1 (6%)	3 (19%)	.
	TTBF+ vs TT	4	1 (25%)	1 (25%)	1 (25%)	1 (25%)	.
Stocks sol prof.	Tous	7	6 (86%)	1 (14%)	.	.
	TTBF vs TT	7	6 (86%)	1 (14%)	.	.
Conc. litières	Tous	21	1 (5%)	2 (10%)	1 (5%)	15 (71%)	1 (5%)	1 (5%)	.
	TTBF vs TT	21	1 (5%)	2 (10%)	1 (5%)	15 (71%)	1 (5%)	1 (5%)	.
	TTBF+ vs TT	4	.	2 (50%)	1 (25%)	1 (25%)	.
Conc. sol surf.	Tous	36	3 (8%)	1 (3%)	1 (3%)	1 (3%)	1 (3%)	3 (8%)	.	7 (19%)	.	19 (53%)	0,378
	TTBF vs TT	15	2 (13%)	1 (7%)	.	.	.	3 (20%)	.	6 (40%)	.	3 (20%)	0,213
	TTBF+ vs TT	20	.	1 (5%)	1 (5%)	1 (5%)	.	1 (5%)	.	.	.	16 (80%)	.
	TTBF(+) vs TT(DS)	3	1 (33%)	.	.	.	1 (33%)	.	.	1 (33%)	.	.	.
Conc. sol surf. (< 10 ans)	Tous	11	1 (9%)	.	1 (9%)	1 (9%)	1 (9%)	3 (27%)	.	2 (18%)	.	2 (18%)	.
	TTBF vs TT	7	1 (14%)	3 (43%)	.	1 (14%)	.	2 (29%)	.
Conc. sol surf. (≥ 10 ans)	Tous	26	2 (8%)	1 (4%)	.	.	.	1 (4%)	.	5 (19%)	.	17 (65%)	.
	TTBF vs TT	9	1 (11%)	1 (11%)	.	.	.	1 (11%)	.	5 (56%)	.	1 (11%)	.
Conc. sol prof.	Tous	15	2 (13%)	1 (7%)	.	.	.	1 (7%)	.	4 (27%)	.	7 (47%)	.
	TTBF vs TT	9	1 (11%)	1 (11%)	.	.	.	1 (11%)	.	4 (44%)	.	2 (22%)	.
	TTBF+ vs TT	6	.	1 (17%)	5 (83%)	.

‡ Autres types de sol = types de sol non déterminés ou plusieurs types de sol pour une étude donnée.

† Seuls les types de sol avec des effectifs ≥ 3 sont inclus dans l'analyse statistique.

Correspondances entre la classification FAO et le système de classification de l'INRA (Tripathi et Psychas, 1992) : Acrisols = Sols lessivés ; Andosols = Andosols ; Arenosols = Sols minéraux bruts ; Cambisols = Sols bruns entrophes tropicaux ; Ferralsols = Sols Ferrallitiques ; Gleysols = Sols à gley peu profond, peu humifères ; Luvissols = Sols lessivés modaux ; Podzols = Podzols ; Regosols = Sols minéraux bruts d'apport éolien ou volcanique, sols peu évolués regosolique d'érosion ...

La récolte des rémanents semble induire une modification de la qualité de la matière organique, via une augmentation du rapport C/N de la matière organique dans les litières (rapport proche de 1 et absence de tendance dans les sols minéraux) et une diminution des fractions légères du carbone, c'est-à-dire les fractions facilement minéralisables du fait de leur nature chimique et de l'absence de protection avec les colloïdes du sol (Huang *et al.*, 2011a, b). Cependant, les effets ne sont significatifs qu'au niveau de la fraction légère du carbone (fig. 3.3.3). Des modifications significatives ont également été observées dans certaines situations au niveau de la composition biochimique de la matière organique, qui est également un indicateur de la qualité de la matière organique (Mathers *et al.*, 2003 ; Mathers et Xu, 2003 ; annexe 3 : fig. A.3.2). Ceci peut s'expliquer par une réduction des apports au sol de certains composés organiques dérivés des plantes, lors de la récolte des rémanents (Huang *et al.*, 2011a).

Pour les litières, plus il y a de biomasse exportée, plus le rapport C/N semble être modifié (cf. comparaison entre des médianes des différents scénarios de récolte). Le scénario **TTB** (récolte Tronc Total + Branches sans les feuilles/aiguilles, en violet sur la figure) ne semble pas avoir d'effet, en comparaison à la récolte conventionnelle (rapport ≈ 1).

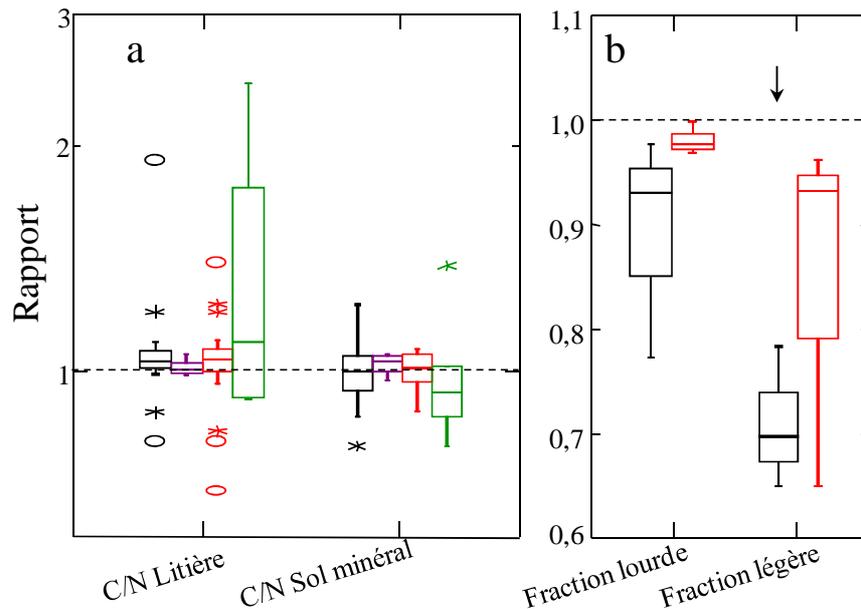


Figure 3.3.3 : Impacts sur la qualité de la matière organique : C/N de la matière organique (partie a), fractions lourde (moins facilement minéralisable) et légère (plus facilement minéralisable) du carbone (partie b). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1.

Comme pour les données sur les stocks de matière organique, les données sur la qualité de la matière organique peuvent majoritairement provenir de quelques pays. C'est le cas pour les données sur les fractions lourde et légère du carbone et la composition biochimique sont exclusivement issues de l'Australie/Nouvelle-Zélande ou de la Finlande. Pour les autres variables (C/N), la répartition des données expérimentales en fonction des pays est plus équilibrée.

3.3.4. Facteurs environnementaux influençant l'activité biologique des sols et les processus de décomposition

L'exportation supplémentaire de biomasse et notamment la récolte des rémanents en plus du bois fort modifie significativement la température des sols minéraux de surface. En moyenne, la température est plus élevée lorsque les rémanents sont récoltés mais les effets varient en fonction des saisons (fig. 3.3.4 a, b). La récolte des rémanents entraîne une augmentation des températures au printemps et en été, parce que la surface du sol est plus exposée aux rayonnements solaires directs (Proe *et al.*, 2001 ; O'Connel *et al.*, 2004). À l'inverse, il y a une tendance à la diminution des températures en hiver, ce qui suggère que les débris (rémanents) et les litières jouent un rôle d'isolant thermique. Globalement, les débris et litières permettent donc de réguler les variations de température au cours des saisons (ainsi que les variations diurnes ; O'Connel *et al.*, 2004).

Certaines études suggèrent que les rémanents peuvent permettre un maintien de l'humidité des sols, en diminuant l'exposition des sols au rayonnement direct et en diminuant l'évaporation (grâce au « *mulching effect* » ; Roberts *et al.*, 2005). Cependant, nos résultats indiquent qu'il n'y a globalement pas d'effet significatif de la récolte des rémanents sur l'humidité des sols, malgré quelques tendances (fig. 3.3.4c, d).

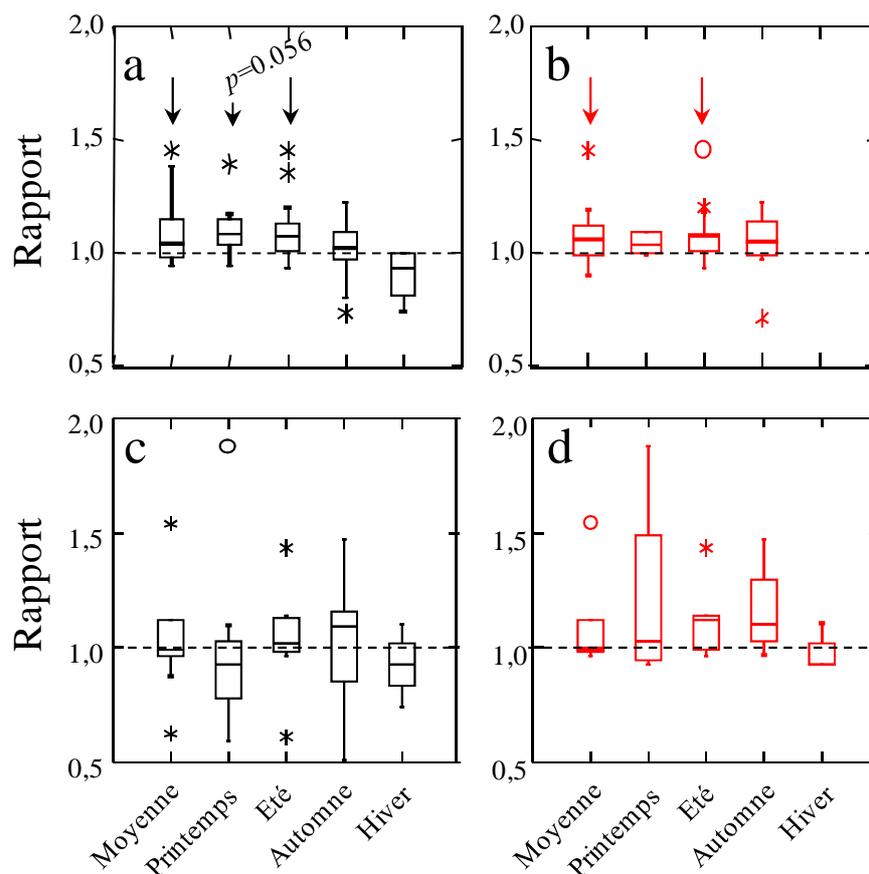


Figure 3.3.4 : Impacts sur la température (parties a et b) et l'humidité (parties c et d) des sols minéraux de surface (jusqu'à 30 cm de profond). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1. Données essentiellement issues des Etats-Unis, du Canada, et du Royaume-Uni (+ quelques données issues du Congo, de l'Espagne et de l'Australie).

La récolte des rémanents (branches avec feuilles/aiguilles (scénario **TTBF**) ou souches (scénario **TTR/TTBFR**)) en plus du bois fort semblent affecter la compaction des sols en augmentant la densité apparente (fig. 3.3.5). Certaines études ont également montré une augmentation de la résistance à la pénétration dans les sols minéraux, jusqu'à une profondeur de 60 cm (Carter *et al.*, 2006 ; Han *et al.*, 2009). Les effets de la récolte des rémanents sur la compaction des sols peuvent s'expliquer par 1) l'absence d'une couche de débris sur laquelle les engins peuvent circuler, 2) une diminution des teneurs de matière organique dans les sols minéraux (cf. partie 3.3.2), et 3) les opérations sylvicoles mécanisées (caractéristiques des machines (poids ...), nombre de passages variant entre les scénarios de récolte ; Han *et al.*, 2009).

La compaction des sols affecte généralement la porosité et l'aération des sols (Startsev et McNabb, 2009). Cependant, le nombre d'études portant sur les effets de la récolte des rémanents sur ces propriétés est très faible et les quelques données disponibles semblent diverger (Hope, 2006 ; Kabzem et Haeussler, 2005 ; Tan *et al.*, 2005), ce qui ne permet pas d'établir des tendances générales.

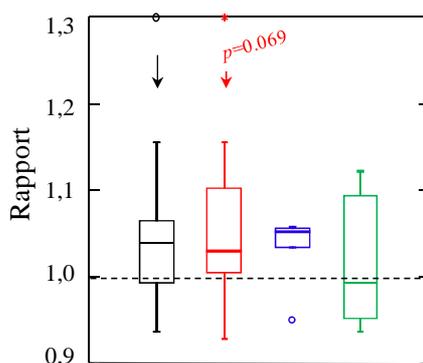


Figure 3.3.5 : Impacts sur la densité apparente des sols minéraux de surface. Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1. Données essentiellement issues des Etats-Unis (ainsi que quelques données issues du Canada et de l'Espagne).

Pour conclure sur les effets sur la compaction des sols : plus il y aura de biomasse récoltée (rémanents, souches), plus il y aura des risques de dégradation physique car 1) les cloisonnements ne pourront pas toujours être utilisés, et 2) il n'y aura plus de débris à mettre sous les roues des engins sur les cloisonnements. Ce risque de dégradation physique sera plus particulièrement prononcé sur les sols sensibles à la compaction (sols avec des textures fines, limoneuses ; sols humides ; sols présentant une rupture granulométrique en profondeur, diminuant la porosité).

3.3.5. Activité biologique des sols et processus de décomposition (fertilité biologique)

Effets généraux

Dans cette partie, sont étudiés les impacts sur les organismes et enzymes du sol impliqués dans les processus de décomposition de la matière organique, ainsi que les impacts sur les processus de décomposition eux-mêmes.

En comparaison à la récolte conventionnelle du bois fort, la récolte du bois fort avec les rémanents n'affecte pas significativement la faune du sol. Aucune tendance n'a été observée au niveau du nombre d'espèces présentes (ratio ≈ 1), mais une tendance non significative à l'augmentation se dégage au niveau du nombre d'individus (fig. 3.3.6a). Inversement, les résultats montrent que l'activité microbiologique (bactéries, champignons) tend à décroître lorsque les rémanents sont récoltés en plus du bois fort, et plus il y a de biomasse exportée, plus l'activité microbiologique tend à diminuer (cf. activité microbiologique au niveau du sol minéral et comparaison des médianes des différents scénarios ; fig. 3.3.6b). Une tendance à la modification de l'activité microbiologique est également visible via un changement du rapport C/N des micro-organismes et via un effet sur les flux de CO_2 à la surface du sol. Les résultats tendent à montrer une modification de l'activité microbiologique plus prononcée lors des premières années après récolte (voir annexe 3 : fig. A.3.3).

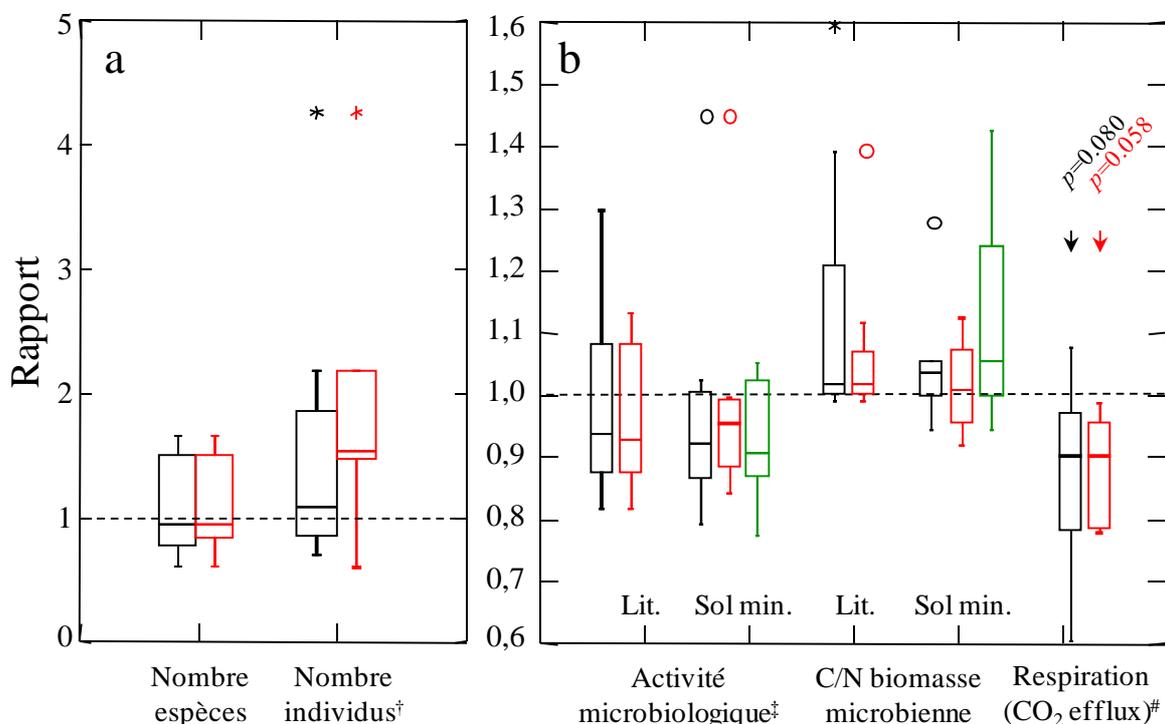


Figure 3.3.6 : Impacts sur la faune du sol (partie a) et sur l'activité microbiologique (partie b). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1. [†]Faune étudiée = arthropodes (araignées, coléoptères, collemboles, diplopestres, diptères, acariens), annélides (Enchytraeidae), nématodes. [‡]Activité microbiologique = biomasses des micro-organismes (principalement bactéries et/ou champignons, via un dosage du C ou de l'N contenu dans la biomasse microbienne (exprimé par exemple en g C/kg de sol) ou un dosage de certains marqueurs biologiques des micro-organismes (acides gras phospholipidiques ou « PLFA » présents dans les membranes des cellules microbiennes, ergostérol = molécule lipidique synthétisée par les champignons), respiration des micro-organismes du sol lors d'expériences d'incubations (dégagement de CO_2). [#] CO_2 libéré à la surface du sol : ce flux rend compte de l'activité (respiration) des micro-organismes, mais également de la respiration racinaire.

Une tendance à la diminution de l'activité enzymatique dans les sols, également impliquée dans les processus de décomposition, a également été observée dans quelques situations (ratio = 0.68-0.99 ; Hassett et Zak, 2005 ; Tan *et al.*, 2008).

En plus des micro-organismes et des enzymes du sol, les processus de décomposition et notamment ceux en lien avec le cycle de l'azote semblent globalement être affectés par la récolte des rémanents (fig. 3.3.7). Néanmoins, seules des tendances sont en général visibles (peu d'effets significatifs) et les effets sur certains processus (nitrification, processus (4) sur la figure) ne sont pas très clairs (effets positifs ou négatifs selon les scénarios). Les résultats sur la minéralisation nette de l'azote montrent que plus il y a de biomasse récoltée, plus les processus de décomposition dans le sol minéral sont affectés (cf. processus (3) sur la figure et comparaisons des médianes des différents scénarios).

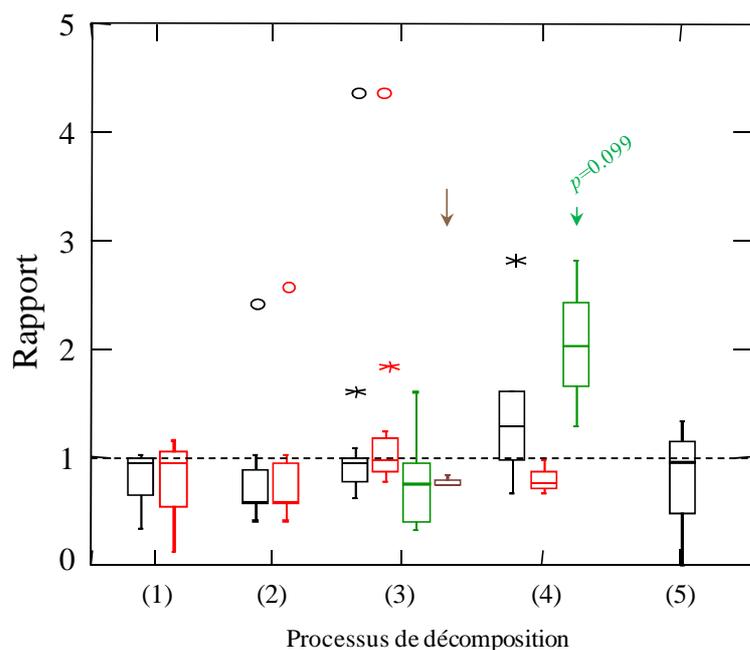


Figure 3.3.7 : Impacts sur les processus de décomposition. Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1. Processus étudiés = (1) décomposition des débris (branches ..., évaluée via la quantification des pertes de masse en fonction du temps); (2) minéralisation nette de l'azote contenu dans les litières (libération sous forme inorganique et disponible pour les plantes); (3) minéralisation nette de l'azote contenu dans les matières organiques du sol minéral; (4) nitrification; (5) immobilisation de l'azote par les micro-organismes.

Les effets de la récolte des rémanents sur l'activité microbologique et les processus de décomposition peuvent s'expliquer par une réduction des stocks de matière organique, une modification de la qualité des composés organiques, une modification des facteurs environnementaux (cf. parties 3.3.2 à 3.3.4 ; Thiffault *et al.*, 2008 ; Smolander *et al.*, 2010), et une acidification des sols (cf. partie 3.3.9).

Répartitions des effectifs en fonction des pays et du type de sol (classification FAO)

Les données sur la faune du sol sont essentiellement issues de la Suède et du Canada. Certaines variables représentatives de l'activité des micro-organismes des sols sont majoritairement issues de Finlande, Australie, Canada, voir des Etats-Unis (**Tableau 3.3.3**). Pour quelques variables (activité microbologique et rapport C/N des micro-organismes présents dans les litières), les sols étudiés sont majoritairement des podzols. Pour les autres variables, la répartition des sols étudiés en fonction des différents types de sols est plus équilibrée (**Tableau 3.3.4**). Les effectifs sont trop faibles pour conclure sur un effet « localisation/pays » ou « type de sol ».

3.3.6. Eléments minéraux totaux dans les sols (fertilité chimique)

Effets généraux

Les résultats sur les impacts au niveau de l'azote total du sol (fig. 3.3.8) sont comparables à ceux sur le carbone (fig. 3.3.1). Nous constatons en particulier des impacts plus importants sur l'azote contenu dans les litières que sur l'azote du sol minéral (au niveau des stocks), peu ou pas d'effet lorsque les branches sont récoltées sans les feuilles (scénario **TTB** en violet sur la figure), des effets négatifs et significatifs lorsque les feuilles sont récoltées en plus des branches (scénario **TTBF** en rouge sur la figure) ou lorsque les souches sont récoltées (en bleu sur la figure). Les résultats montrent également que, plus il y a de biomasse exportée, plus les stocks d'azote sont affectés (cf. comparaison entre les scénarios de récolte sur les stocks d'azote dans les litières et sols minéraux de surface).

Similairement aux effets sur les stocks de carbone, les effets de la récolte des rémanents sur les stocks d'azote tendent à être plus prononcés lors des premières années après récolte (annexe 3 : fig. A.3.4). L'effet de la durée écoulée après récolte pourrait cependant être liée à des différences de situations : la localisation des études diffère entre les deux classes (< 10 ans et ≥ 10 ans ; voir détails plus loin).

En plus de l'azote du sol, les quantités totales de phosphore et de cations peuvent également être affectées lors de la récolte des rémanents, avec des effets significatifs essentiellement au niveau du calcium (fig. 3.3.9 ; pas d'effet pour le potassium : ratio ≈ 1 ; tendances à la diminution des stocks et/ou concentrations, mais généralement non significatives, pour le phosphore et le magnésium).

Tableau 3.3.3 : Impacts sur l'activité microbiologique des sols : répartitions des effectifs en fonction des pays.

Variables	Scénarios de récolte	Effectif total & par pays (% de l'effectif total)								Effet pays p †	
		Effectif total	USA	Canada	Suède	Finlande	Espagne	Congo	Australie		NZ
Act. microbio. (litières)	Tous	8	.	1 (13%)	1 (13%)	5 (63%)	.	.	.	1 (13%)	.
	TTBF vs TT	7	.	1 (14%)	.	5 (71%)	.	.	.	1 (14%)	.
Act. microbio. (sol min.)	Tous	12	5 (42%)	2 (17%)	.	.	1 (8%)	.	3 (25%)	1 (8%)	0,285
	TTBF vs TT	8	3 (38%)	1 (13%)	3 (38%)	1 (13%)	0,178
	TTBF+ vs TT	6	3 (50%)	1 (17%)	.	.	1 (17%)	.	.	1 (17%)	.
C/N microb. (litières)	Tous	7	.	1 (14%)	.	5 (71%)	.	.	.	1 (14%)	.
	TTBF vs TT	7	.	1 (14%)	.	5 (71%)	.	.	.	1 (14%)	.
C/N microb. (sol min.)	Tous	6	1 (17%)	1 (17%)	3 (50%)	1 (17%)	.
	TTBF vs TT	4	3 (75%)	1 (25%)	.
	TTBF+ vs TT	3	1 (33%)	1 (33%)	1 (33%)	.
Respiration	Tous	7	2 (29%)	3 (43%)	.	.	1 (14%)	1 (14%)	.	.	.
	TTBF vs TT	5	2 (40%)	3 (60%)

† Seuls les pays avec des effectifs ≥ 3 sont inclus dans l'analyse statistique.

Tableau 3.3.4 : Impacts sur l'activité microbiologique des sols : répartitions des effectifs en fonction du type de sol.

Variables	Scénarios de récolte	Effectif total & par type de sol (% de l'effectif total)								Effet sol p †	
		Effectif total	Acrisols	Arenosols	Cambisols	Ferralsols	Gleysols	Luvissols	Podzols		Autres types ‡
Act. microbio. (litières)	Tous	8	1 (13%)	5 (63%)	2 (25%)	.
	TTBF vs TT	7	1 (14%)	5 (71%)	1 (14%)	.
Act. microbio. (sol min.)	Tous	12	5 (42%)	.	1 (8%)	1 (8%)	1 (8%)	.	2 (17%)	2 (17%)	.
	TTBF vs TT	8	3 (38%)	.	.	1 (13%)	.	.	2 (25%)	2 (25%)	.
	TTBF+ vs TT	6	2 (33%)	.	1 (17%)	.	1 (17%)	.	.	2 (33%)	.
C/N microb. (litières)	Tous	7	1 (14%)	5 (71%)	1 (14%)	.
	TTBF vs TT	7	1 (14%)	5 (71%)	1 (14%)	.
C/N microb. (sol min.)	Tous	6	2 (33%)	.	.	1 (17%)	1 (17%)	.	1 (17%)	1 (17%)	.
	TTBF vs TT	4	1 (25%)	.	.	1 (25%)	.	.	1 (25%)	1 (25%)	.
	TTBF+ vs TT	3	1 (33%)	.	.	.	1 (33%)	.	.	1 (33%)	.
Respiration	Tous	7	1 (14%)	1 (14%)	1 (14%)	.	.	.	2 (29%)	2 (29%)	.
	TTBF vs TT	5	1 (20%)	2 (40%)	2 (40%)	.

‡ Autres types de sol = types de sol non déterminés ou plusieurs types de sol pour une étude donnée.

† Seuls les types de sol avec des effectifs ≥ 3 sont inclus dans l'analyse statistique.

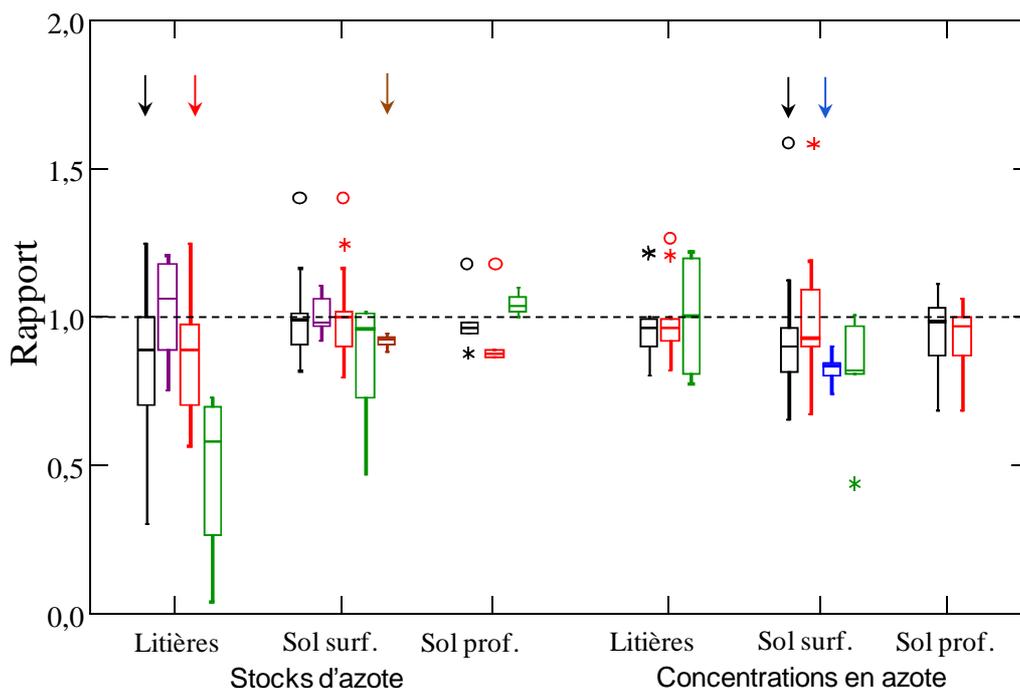


Figure 3.3.8 : Impacts sur l'azote total du sol (stocks et concentrations). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1.

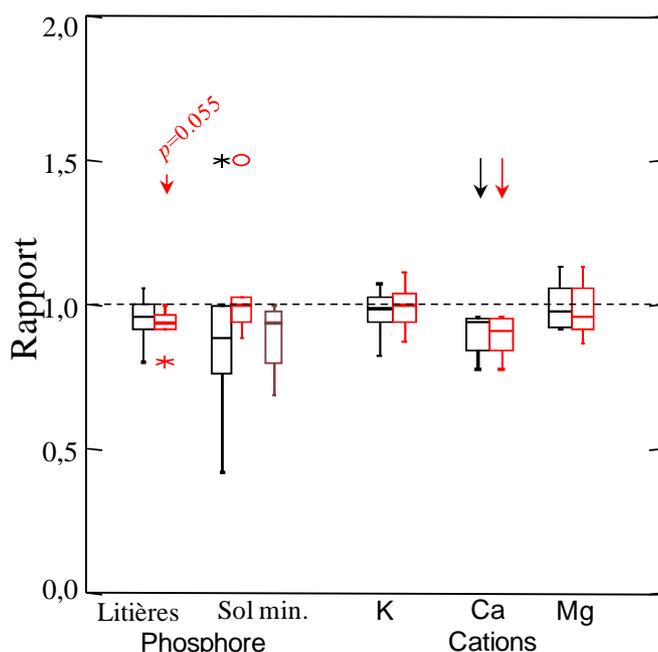


Figure 3.3.9 : Impacts sur les quantités totales de phosphore, potassium, calcium et magnésium dans les sols (stocks et/ou concentrations). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1.

Répartition des effectifs en fonction des pays et du type de sol (classification FAO)

Comme pour les données sur le stock de matière organique (ou carbone), les données sur les stocks d'éléments minéraux peuvent, dans certains cas, être majoritairement issues de quelques pays. C'est notamment le cas pour l'azote et le scénario TTB (données majoritairement issues de Suède ; voir détails dans le tableau 3.3.5). C'est également le cas pour d'autres éléments minéraux (données sur le phosphore dans les litières, le calcium et le magnésium majoritairement issues de la Finlande). Pour quelques scénarios et variables, les sols étudiés sont majoritairement des podzols, parce que les données sont principalement issues de Scandinavie (voir détails dans le tableau 3.3.6 ; le principal type de sol en Scandinavie est le podzol). L'effet de la récolte des rémanents sur les stocks d'éléments minéraux ne semble cependant pas dépendre du pays (tableau 3.3.5) et du type de sol (comparaisons possibles uniquement entre podzols, acrisols, gleysols et andosols ; tableau 3.3.6).

Ceci suggère que la répartition non équilibrée des données en fonction des pays et types de sol n'affecte pas (ou affecte peu) les résultats sur les effets de la récolte des rémanents sur les éléments minéraux du sol.

Effets généraux

Les impacts sur l'azote disponible dans les sols ne sont pas significatifs et les tendances ne sont pas très claires. En revanche, les résultats indiquent un effet négatif et significatif de la récolte des rémanents sur le phosphore disponible (fig. 3.3.10). Les résultats montrent également des effets de la récolte des rémanents sur la CEC, les cations échangeables et le taux de saturation de la CEC, au niveau des litières et des horizons minéraux de surface (fig. 3.3.11). Les effets sont néanmoins variables entre les scénarios : tendances non significatives à la diminution du taux de saturation et absence d'effet sur la CEC (ratio ≈ 1) lorsque les branches sont récoltées sans les feuilles (scénario **TTB** en violet) ; diminutions significatives de la CEC et du taux de saturation lorsque les feuilles sont récoltées en plus des branches (scénario **TTBF** en rouge). Dans les horizons profonds (20-100 cm), les effets ne sont pas significatifs pour les deux scénarios et il y a plutôt une tendance à l'augmentation du taux de saturation après récolte des rémanents (branches + feuilles ; scénario **TTBF**), ce qui pourrait suggérer un transfert de cations depuis les horizons de surface vers les horizons profonds par lixiviation.

Les effets sur la CEC, le taux de saturation et les stocks d'éléments disponibles/échangeables s'expliquent principalement par 1) une modification des stocks et de la composition chimique de la matière organique (qui joue un rôle important au niveau de la CEC ; cf. résultats dans les parties 3.3.2 et 3.3.3 et explications dans la partie 3.3.1 ; Thiffault *et al.*, 2008) et 2) une modification des exportations d'éléments minéraux (plus importantes lors de la récolte des rémanents ; cf. partie 3.2).

Tableau 3.3.5 : Impacts sur les stocks et concentrations en azote total dans les sols : répartitions des effectifs en fonction des pays.

Variables	Scénarios de récolte	Effectif total & par pays (% de l'effectif total)									Effet pays p †		
		Effectif total	USA	Canada	Suède	Finlande	RU	Espagne	Congo	Chine		Australie	NZ
Stocks litières	Tous	21	2 (10%)	1 (5%)	8 (38%)	5 (24%)	1 (5%)	.	.	.	1 (5%)	3 (14%)	0,102
	TTB vs TT	5	.	.	4 (80%)	1 (20%)
	TTBF vs TT	21	2 (10%)	1 (5%)	8 (38%)	5 (24%)	1 (5%)	.	.	.	1 (5%)	3 (14%)	0,261
	TTBF+ vs TT	4	1 (25%)	3 (75%)	.
Stocks sol surf.	Tous	23	5 (22%)	1 (4%)	8 (35%)	3 (13%)	1 (4%)	.	.	1 (4%)	2 (9%)	2 (9%)	0,288
	TTB vs TT	5	.	.	4 (80%)	1 (20%)
	TTBF vs TT	22	5 (23%)	.	8 (36%)	3 (14%)	1 (5%)	.	.	1 (5%)	2 (9%)	2 (9%)	0,933
	TTBF+ vs TT	6	2 (33%)	1 (17%)	1 (17%)	.	2 (33%)	.
Stocks sol surf. (< 10 ans)	Tous	10	4 (40%)	1 (10%)	.	1 (10%)	.	.	.	1 (10%)	2 (20%)	1 (10%)	0,301
	TTBF vs TT	9	4 (44%)	.	.	1 (11%)	.	.	.	1 (11%)	2 (22%)	1 (11%)	0,507
	TTBF+ vs TT	4	1 (25%)	1 (25%)	1 (25%)	.	1 (25%)	.
Stocks sol surf. (≥ 10 ans)	Tous	14	2 (14%)	.	8 (57%)	2 (14%)	1 (7%)	1 (7%)	.
	TTBF vs TT	14	2 (14%)	.	8 (57%)	2 (14%)	1 (7%)	1 (7%)	.
	TTBF+ vs TT	3	2 (67%)	1 (33%)	.
Stocks sol prof.	Tous	5	4 (80%)	1 (20%)	.
	TTBF vs TT	5	4 (80%)	1 (20%)	.
	TTBF+ vs TT	3	2 (67%)	1 (33%)	.
Conc. litières	Tous	15	1 (7%)	4 (27%)	5 (33%)	1 (7%)	1 (7%)	3 (20%)	0,820
	TTBF vs TT	15	1 (7%)	4 (27%)	5 (33%)	1 (7%)	1 (7%)	3 (20%)	0,719
	TTBF+ vs TT	4	1 (25%)	3 (75%)	.
Conc. sol surf.	Tous	23	11 (48%)	1 (4%)	5 (22%)	.	.	1 (4%)	1 (4%)	.	1 (4%)	3 (13%)	0,030
	TTBF vs TT	13	4 (31%)	.	5 (38%)	1 (8%)	3 (23%)	0,452
	TTR/TTBRF vs TT	5	5 (100%)
	TTBF+ vs TT	6	1 (17%)	1 (17%)	.	.	.	1 (17%)	1 (17%)	.	.	2 (33%)	.
Conc. sol surf. (< 10 ans)	Tous	9	4 (44%)	1 (11%)	.	.	.	1 (11%)	1 (11%)	.	1 (11%)	1 (11%)	.
	TTBF vs TT	6	4 (67%)	1 (17%)	1 (17%)	.
Conc. sol surf. (≥ 10 ans)	Tous	16	9 (56%)	.	5 (31%)	2 (13%)	0,016
	TTBF vs TT	9	2 (22%)	.	5 (56%)	2 (22%)	.
Conc. sol prof.	Tous	8	3 (38%)	3 (38%)	1 (13%)	1 (13%)	0,304
	TTBF vs TT	7	2 (29%)	3 (43%)	1 (14%)	1 (14%)	.

† Seuls les pays avec des effectifs ≥ 3 sont inclus dans l'analyse statistique.

Tableau 3.3.6 : Impacts sur les stocks et concentrations en azote total dans les sols : répartitions des effectifs en fonction du type de sol.

Variables	Scénarios de récolte	Effectif total & par type de sol (% de l'effectif total)										Effet sol ρ †	
		Effectif total	Acrisols	Andosols	Arenosols	Cambisols	Ferralsols	Gleysols	Luvissols	Podzols	Regosols		Autres‡
Stocks litières	Tous	21	1 (5%)	2 (10%)	.	.	.	1 (5%)	1 (5%)	10 (48%)	1 (5%)	5 (24%)	.
	TTB vs TT	5	5 (100%)	.	.	.
	TTBF vs TT	21	1 (5%)	2 (10%)	.	.	.	1 (5%)	1 (5%)	10 (48%)	1 (5%)	5 (24%)	.
	TTBF+ vs TT	4	.	2 (50%)	1 (25%)	1 (25%)	.
Stocks sol surf.	Tous	23	4 (17%)	.	.	.	1 (4%)	2 (9%)	1 (4%)	10 (43%)	1 (4%)	4 (17%)	0,793
	TTB vs TT	5	5 (100%)	.	.	.
	TTBF vs TT	22	4 (18%)	.	.	.	1 (5%)	1 (5%)	1 (5%)	10 (45%)	1 (5%)	4 (18%)	0,778
	TTBF+ vs TT	6	2 (33%)	1 (17%)	.	.	1 (17%)	2 (33%)	.
Stocks sol surf. (< 10 ans)	Tous	10	4 (40%)	.	.	.	1 (10%)	1 (10%)	1 (10%)	2 (20%)	.	1 (10%)	.
	TTBF vs TT	9	4 (44%)	.	.	.	1 (11%)	.	1 (11%)	2 (22%)	.	1 (11%)	.
	TTBF+ vs TT	4	2 (50%)	1 (25%)	.	.	.	1 (25%)	.
	TTBF(+) vs TT(DS)	3	1 (33%)	.	.	.	1 (33%)	.	.	1 (33%)	.	.	.
Stocks sol surf. (≥ 10 ans)	Tous	14	1 (7%)	.	.	.	1 (7%)	.	8 (57%)	1 (7%)	3 (21%)	.	
	TTBF vs TT	14	1 (7%)	.	.	.	1 (7%)	.	8 (57%)	1 (7%)	3 (21%)	.	
	TTBF+ vs TT	3	1 (33%)	1 (33%)	1 (33%)	.	
	TTBF+ vs TT	3	1 (33%)	1 (33%)	1 (33%)	.	
Conc. litières	Tous	15	1 (7%)	2 (13%)	1 (7%)	9 (60%)	1 (7%)	1 (7%)	.
	TTBF vs TT	15	1 (7%)	2 (13%)	1 (7%)	9 (60%)	1 (7%)	1 (7%)	.
	TTBF+ vs TT	4	.	2 (50%)	1 (25%)	1 (25%)	.	
	TTBF+ vs TT	4	.	2 (50%)	1 (25%)	1 (25%)	.	
Conc. sol surf.	Tous	23	5 (22%)	3 (13%)	1 (4%)	1 (4%)	.	4 (17%)	.	5 (22%)	.	4 (17%)	0,113
	TTBF vs TT	13	2 (15%)	1 (8%)	.	.	.	2 (15%)	.	5 (38%)	.	3 (23%)	0,365
	TTR/TTBRF vs TT	5	2 (40%)	2 (40%)	.	.	.	1 (20%)
	TTBF+ vs TT	6	.	1 (17%)	1 (17%)	1 (17%)	.	1 (17%)	.	.	.	2 (33%)	.
Conc. sol surf. (< 10 ans)	Tous	9	2 (22%)	.	1 (11%)	1 (11%)	.	3 (33%)	.	.	.	2 (22%)	.
	TTBF vs TT	6	2 (33%)	2 (33%)	.	.	.	2 (33%)	.
	TTBF+ vs TT	16	4 (25%)	3 (19%)	.	.	.	2 (13%)	.	5 (31%)	.	2 (13%)	0,191
	TTBF vs TT	9	1 (11%)	1 (11%)	.	.	.	1 (11%)	.	5 (56%)	.	1 (11%)	.
Conc. sol surf. (≥ 10 ans)	Tous	8	2 (25%)	1 (13%)	.	.	.	1 (13%)	.	3 (38%)	.	1 (13%)	.
	TTBF vs TT	7	1 (14%)	1 (14%)	.	.	.	1 (14%)	.	3 (43%)	.	1 (14%)	.
	TTBF+ vs TT	7	1 (14%)	1 (14%)	.	.	.	1 (14%)	.	3 (43%)	.	1 (14%)	.
	TTBF+ vs TT	7	1 (14%)	1 (14%)	.	.	.	1 (14%)	.	3 (43%)	.	1 (14%)	.

‡ Autres types de sol = types de sol non déterminés ou plusieurs types de sol pour une étude donnée.

† Seuls les types de sol avec des effectifs ≥ 3 sont inclus dans l'analyse statistique.

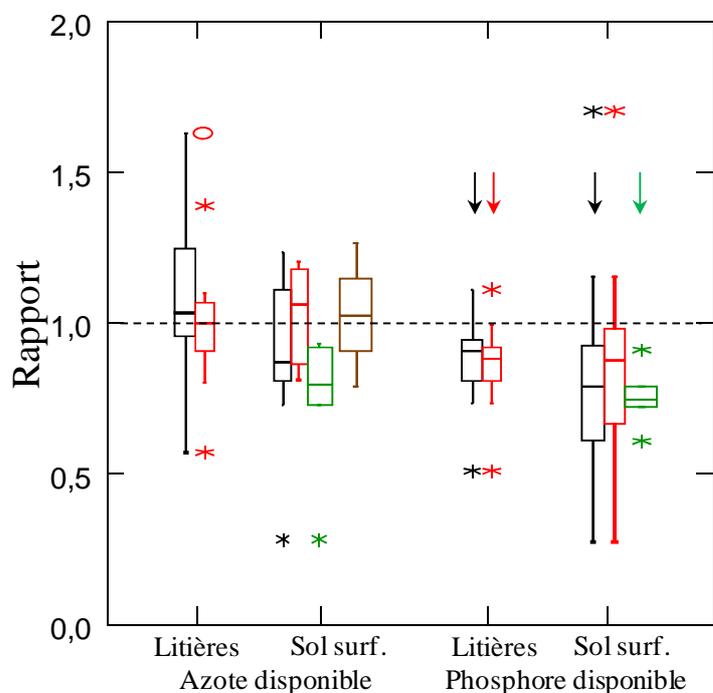


Figure 3.3.10 : Impacts sur l'azote et le phosphore disponibles (stocks et/ou concentrations). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1. Données sur l'azote disponible majoritairement issues de la Finlande, du Canada, de l'Australie et des ETATS-UNIS (+ données issues du Royaume-Uni, de l'Espagne, de la Chine, et de la Nouvelle-Zélande). Données sur le phosphore disponible majoritairement issues de la Suède, de la Finlande, et du Canada (+ données issues des Etats-Unis, de l'Espagne, de la Chine, et de l'Australie).

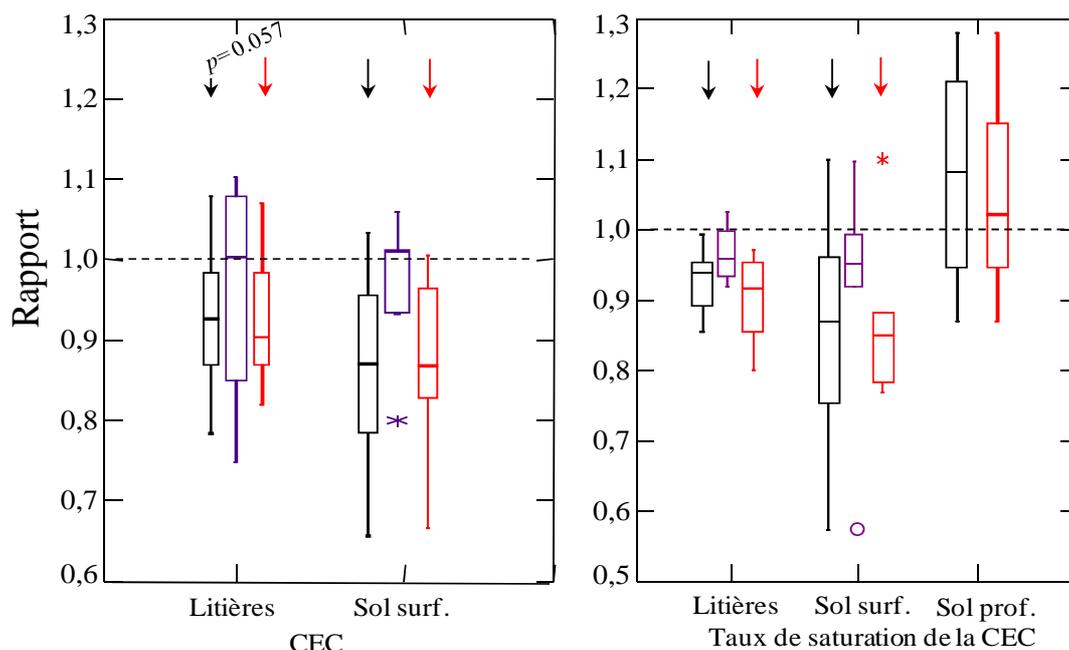


Figure 3.3.11 : Impacts sur la CEC et le taux de saturation de la CEC. Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1. Données majoritairement issues de la Suède et du Canada (+ données issues des Etats-Unis, du Royaume-Uni, et de l'Espagne).

Effet de la durée écoulée après récolte

Comme pour le carbone et l'azote total, les effets de la récolte des résidus dépendent de la durée écoulée après récolte : les effets ou tendances sont plus prononcées pour des âges inférieurs à 10 ans (voir exemple pour le potassium échangeable, fig. 3.3.12). Ceci peut s'expliquer par la capacité des sols à fournir des éléments minéraux sur le long-terme (par altération ou par recyclage depuis les horizons de sol non superficiels), compensant ainsi les pertes du fait des exportations.

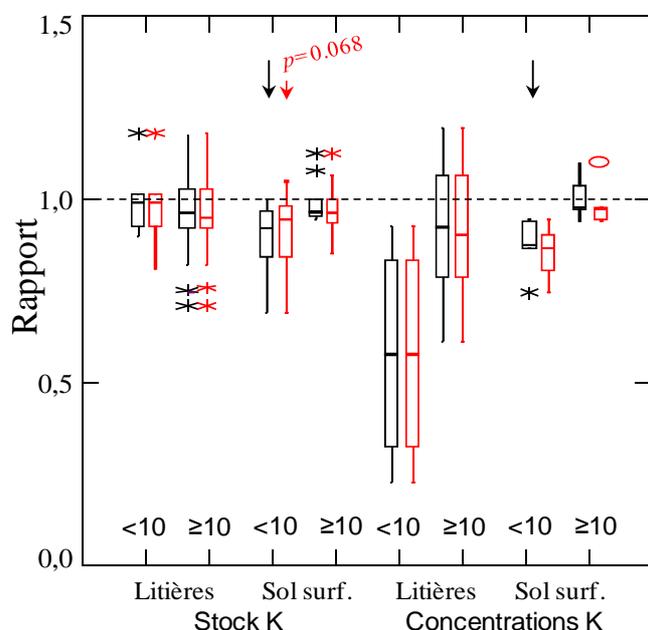


Figure 3.3.12 : Impacts sur le potassium échangeable : effet de la durée écoulée après récolte. Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1. Données sur le K échangeable dans les litières majoritairement issues de la Suède, de la Finlande et du Canada (+ données issues du Royaume-Uni). Données sur le K échangeable dans les sols minéraux majoritairement issues de la Suède (+ données issues des Etats-Unis et de la Finlande, + quelques données issues du Canada, du Royaume-Uni, de l'Espagne, du Congo, de la Chine et de l'Australie).

Relations avec les teneurs en cations échangeables dans les sols

Les relations entre le rapport, c'est-à-dire le niveau des effets de la récolte des résidus, et les teneurs en cations disponibles dans les sols (K, Ca, Mg échangeable ; niveau de fertilité des sites) ont été testées. Ces relations ont été testées en séparant les différents scénarios de récolte et les horizons de sol et en considérant la durée écoulée après récolte. Les résultats n'ont pas révélé de relations significatives entre le rapport et la teneur en cations échangeables dans les sols (voir

exemples en annexe 3 : fig. A.3.5). Une analyse plus approfondie consiste à prendre en compte le niveau des exportations (quantités d'éléments minéraux exportés) qui peut varier fortement, même pour un scénario de récolte donné (cf. résultats de l'axe 1). Des analyses statistiques (régressions multiples) ont alors été réalisées en considérant plusieurs paramètres (niveau des exportations = quantités d'éléments minéraux exportés à la récolte pour chaque étude, durée écoulée après récolte, fertilité des sites = teneurs en cations échangeables dans les sols). Le nombre d'études disponibles avec l'ensemble de ces informations est cependant faible et les tests n'ont pas permis de révéler un effet général de la fertilité des sites sur les impacts liés à la récolte supplémentaire de biomasse. Il est néanmoins important de noter que d'autres facteurs peuvent induire de la variabilité, masquant ainsi un probable effet de la fertilité des sols. En particulier, les méthodes utilisées pour quantifier les teneurs en éléments minéraux disponibles varient fortement entre les études et les résultats, obtenus avec différentes méthodes, ne sont pas directement comparables.

3.3.7. Perte d'éléments minéraux par lixiviation (fertilité chimique)

Certaines études suggèrent que la récolte des rémanents tend à limiter les pertes d'éléments minéraux par lixiviation (rapport < 1). En effet, après la coupe d'un peuplement forestier, ces pertes peuvent être plus faibles si les résidus sont récoltés parce qu'il y a moins de matière organique pouvant libérer des éléments minéraux par décomposition (Adams, 1999 ; Arocena, 2000). Notre étude montre cependant que ces effets ne sont pas systématiques et qu'il n'y a pas de tendance générale (fig. 3.3.13). Selon les cas, ils peuvent dépendre de la durée écoulée après récolte (Blumfield et Xu, 2003), de la richesse des sites (richesse en N, Devine *et al.*, 2012) ou d'autres traitements, comme le contrôle de la végétation (le prélèvement par la végétation compétitrice diminue peut diminuer les pertes par lixiviation ; Devine *et al.*, 2012) (voir exemples et détails en annexe 3 : fig. A.3.6). Le nombre de cas étudiés est cependant trop faible pour généraliser sur les effets combinés de la récolte des rémanents et de la végétation compétitrice. Le nombre de cas d'étude est encore plus faible pour les pertes par lixiviation des autres éléments minéraux.

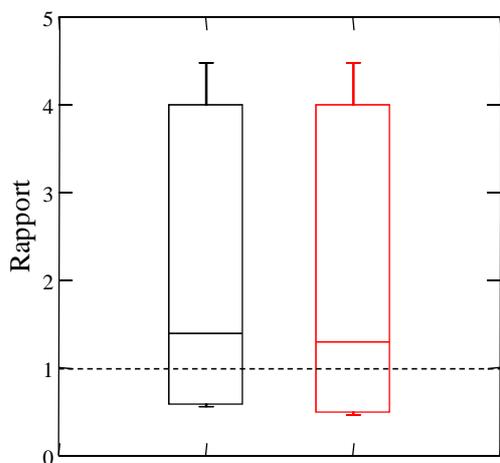


Figure 3.3.13 : Impacts sur les pertes d'azote par lixiviation (sous formes de nitrates). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1.

3.3.8. Acidité des sols (fertilité chimique)

Comparée à la récolte conventionnelle du bois fort (tronc seul), la récolte du tronc et des rémanents conduit à une acidification des sols, visible via un abaissement du pH et une augmentation de l'acidité d'échange (fig. 3.3.14 ; voir détails sur l'acidité d'échange dans l'annexe 3 : fig. A.3.7). Cette acidification concerne les horizons de surface (litières et/ou les sols minéraux de surface ; pas d'effet au niveau des horizons profonds : rapport \approx 1) et est cohérente avec la diminution du taux de saturation de la CEC (cf. résultats dans la partie 3.3.7 et explications dans la partie 3.3.1).

Des effets significatifs sont essentiellement visibles lors de la récolte des branches avec feuillage (scénario **TTBF** en rouge), alors que la récolte des branches sans le feuillage (scénario **TTB** en violet) ne semble pas conduire à une acidification.

Des relations positives ont été observées entre le niveau des impacts (rapport) et la durée écoulée après récolte (compris entre 1 et 30 ans) dans les litières et les sols minéraux de surface (régressions : $r^2=0.13-0.18$; $P=0.019-0.064$). Cependant, ces relations sont liées à quelques cas

d'étude avec des impacts relativement élevés un an ou deux ans après récolte (en l'absence de ces quelques études, il n'y a plus aucun effet de la durée écoulée après récolte).

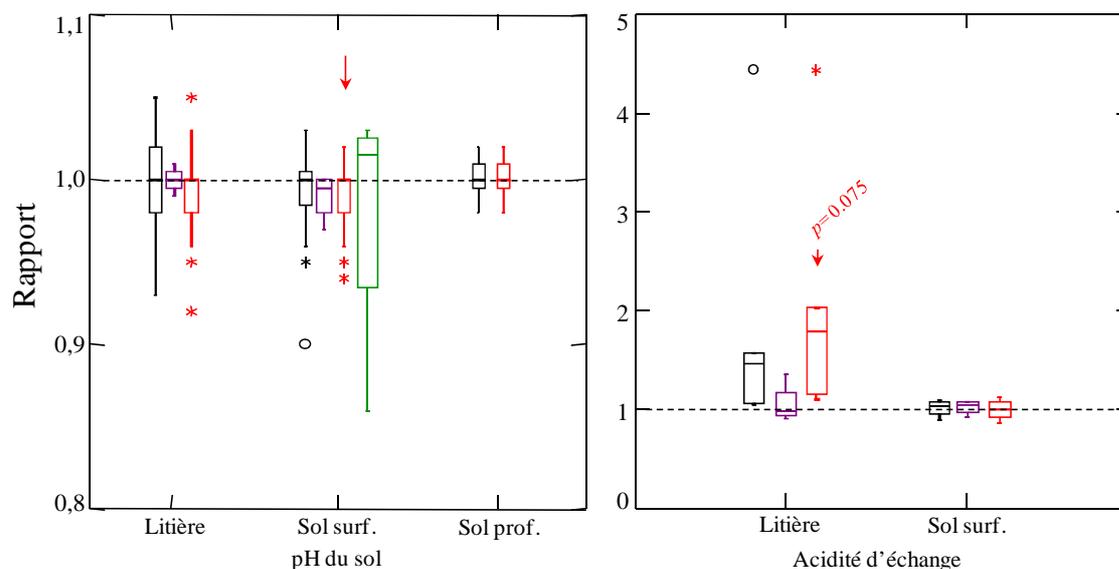


Figure 3.3.14 : Impacts sur le pH des sols et l'acidité d'échange (protons + aluminium + manganèse + fer échangeables). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1. Données majoritairement issues de la Suède, de la Finlande et du Canada (+ données issues des Etats-Unis, ainsi que quelques données issues du Royaume-Uni, de l'Australie, de la Nouvelle-Zélande).

3.3.09. Statut nutritionnel des arbres et croissance après récolte

Effets généraux

Les arbres ont une certaine amplitude écologique qui les autorise à se nourrir à l'identique dans un milieu un peu moins riche en éléments minéraux. Ceci peut expliquer, dans certains cas, l'absence d'effet de la récolte supplémentaire de biomasse sur la croissance des arbres. Mais, lorsque certains seuils de fertilité sont franchis, la nutrition et la croissance des arbres peuvent être affectées.

L'augmentation des exportations de biomasse, par rapport à la récolte conventionnelle du bois fort, ne semble généralement pas affecter le statut nutritionnel des arbres, évalué par des analyses foliaires (fig. 3.3.15). En effet, pour la biomasse foliaire et pour les concentrations de la plupart des éléments minéraux majeurs considérés (azote, phosphore, potassium et magnésium), il n'y a globalement pas d'effet significatif (sauf pour un cas particulier pour le potassium) et les valeurs médianes des rapports sont souvent proches de la valeur 1. Des effets significatifs et des tendances à la baisse des concentrations foliaires sont visibles uniquement pour le calcium. Pour les concentrations foliaires en calcium, l'impact de la récolte des rémanents est significatif lorsque les branches avec feuillage sont récoltées (scénario **TTBF** en rouge). Pour la récolte des branches sans le feuillage (scénario **TTB** en violet), uniquement des tendances non significatives sont visibles. Plus généralement, plus il y a de biomasse exportée, plus les effets semblent être importants (comparaisons entre les différents scénarios pour le calcium et le potassium).

L'absence d'effet de la récolte des rémanents sur les teneurs en éléments minéraux dans le feuillage peut être expliquée par le fait que les arbres tendent à maintenir les concentrations foliaires en allouant préférentiellement les nutriments disponibles aux tissus foliaires. Les effets sur le statut nutritionnel doivent donc être évalués en combinant les résultats sur l'analyse foliaire avec ceux sur la croissance (Liu *et al.*, 2009).

En général, le taux de survie des arbres évalué durant les six premières années suivant la coupe rase, n'est pas significativement affecté par les différents scénarios de récolte, même si une tendance à l'augmentation de la survie est globalement présente lors de la récolte des rémanents (fig. 3.3.16).

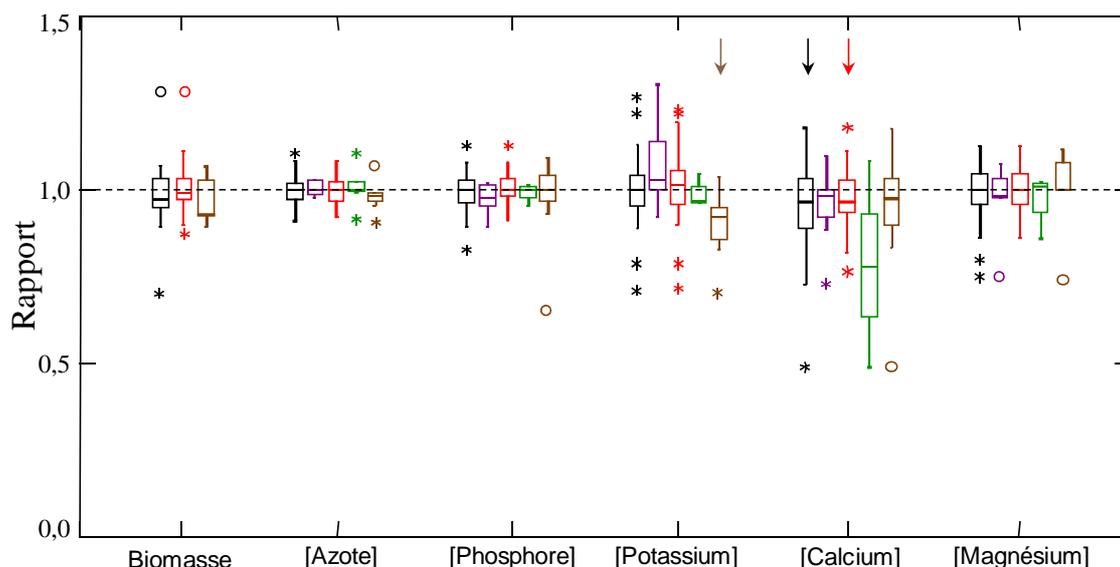


Figure 3.3.15 : Impacts sur les la biomasse et les concentrations foliaires. Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1.

Inversement, les résultats montrent que la croissance des peuplements après récolte, évaluées via des mesures des hauteurs et diamètres des arbres, ainsi que des mesures de volumes, surfaces terrières et biomasses (valeurs totales ou accroissements annuels), sont en général négativement et significativement affectées par la récolte supplémentaire de biomasse (fig. 3.3.16). Nous remarquons en particulier une diminution significative de la croissance lorsque les branches avec feuillage sont récoltées (scénario **TTBF** en rouge ; pas d'effet significatif lorsque le feuillage est laissé sur la parcelle : cf. hauteur total et scénario **TTB** en violet).

Les données sur le système racinaire des arbres (système de prélèvement des éléments minéraux du sol) sont rares ($n=4$), et les résultats n'ont pas révélé d'effet de la récolte des rémanents (fig. 3.3.17).

La récolte des rémanents diminue généralement la croissance des arbres. Ceci est la conséquence de plusieurs autres effets, notamment sur 1) la fertilité des sols et donc la nutrition des arbres (cf. parties 3.3.2 à 3.3.9), 2) la compaction (cf. partie 3.3.4 ; Kabzem et Haeussler, 2005) et, dans certaines études, 3) la végétation compétitrice (meilleure germination et plus grande abondance des espèces compétitrices en l'absence de débris ; Harrington et Schoenholtj, 2010). Certaines situations

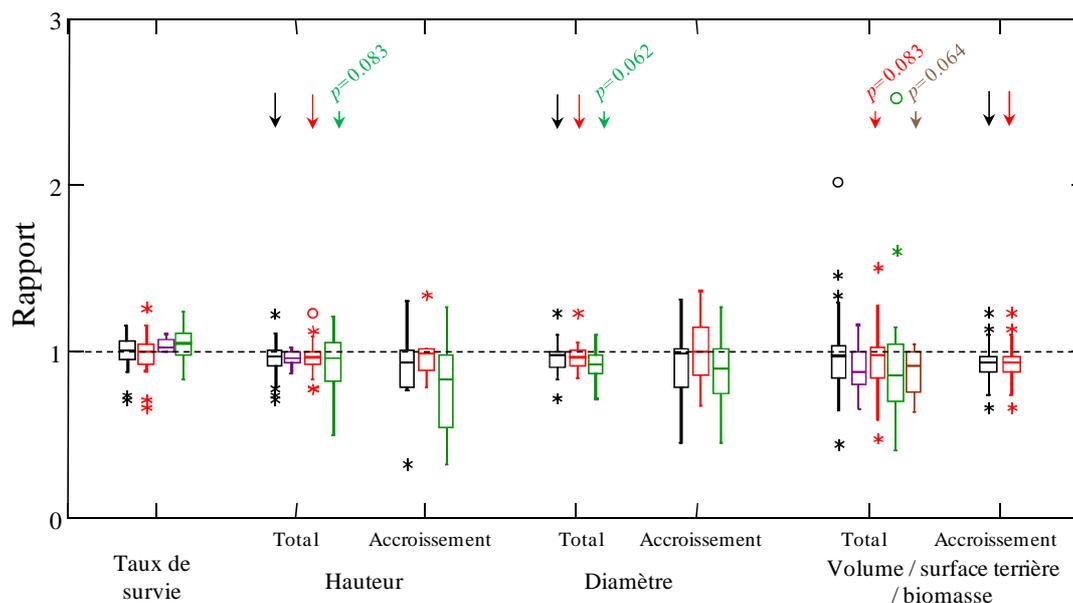


Figure 3.3.16 : Impacts sur les taux de survie et la croissance des arbres. Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1.

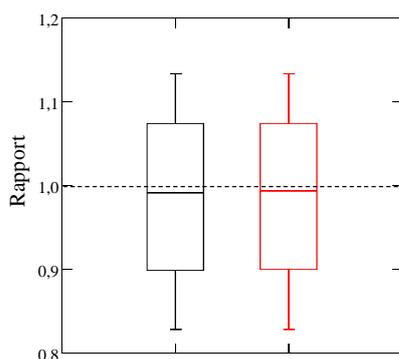


Figure 3.3.17 : Impacts sur la biomasse racinaire des arbres. Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1. Données issues du Portugal, des Etats-Unis et de la Chine.

tendent néanmoins à montrer des effets positifs (augmentation de la survie ou de la croissance ; fig. 3.3.16 et annexe 3 : fig. A.3.8), notamment pour quelques situations où les souches ont été récoltées (scénario **TTR** en bleu, fig. A.3.8). Ces situations correspondent cependant à un contexte unique (forêt landaise), ce qui ne permet pas de généraliser ces effets. Les effets positifs de la récolte des rémanents sur la croissance des arbres peuvent être expliqués par de meilleures conditions au niveau du microclimat (par exemple, température du sol plus élevée et plus favorable [cf. partie 3.3.4] ; Roberts *et al.*, 2005) ou encore par une réduction des taux d'infection par les champignons pathogènes lorsque les souches sont exportées (Cleary *et al.*, 2012).

Durée écoulée après récolte (données expérimentales jusqu'à 31 ans et simulations sur le long-terme)

Il n'y a pas d'effet significatif de la durée écoulée après récolte, comprise entre 0 et 31 ans, sur le niveau des effets (rapport) de la récolte supplémentaire de biomasse sur le statut nutritionnel des arbres. En revanche, pour la croissance, les résultats tendent à montrer plus de situations avec des effets importants durant les premières années après récolte (cf. annexe 3 : fig. A.3.8). C'est particulièrement vrai pour les sols pauvres car les rémanents représentent une source vitale pour les générations futures en condition de pauvreté (Laclau *et al.*, 2010).

La productivité du sol après récolte est influencée, soit sur le court-terme soit sur le long-terme. En effet, l'altération des minéraux peut compenser les pertes de fertilité due à la récolte des rémanents. Dans ce cas, seule la productivité sur le long-terme est compromise. Inversement, la productivité sur le court-terme est affectée si l'altération des minéraux ne peut pas compenser les pertes de fertilité. Bien que significatives, les baisses de croissance restent faibles (valeurs médianes des ratios = 0.93–0.97 pour le scénario **TTBF** ; baisses de 3-7 %). Les effets de l'exportation supplémentaire de biomasse sur la fertilité des sols sont également faibles (par exemple, baisse d'environ 10 % du taux de saturation de la CEC par rapport à une récolte conventionnelle). Nous devons cependant considérer que ces effets peuvent se cumuler du fait des récoltes successives. Les données actuelles (comprises entre 0 et 31 ans après récolte) ne permettent pas d'évaluer ces effets sur le long-terme, mais l'utilisation de modèles suggèrent des effets importants après plusieurs rotations (par exemple, baisse jusqu'à -20 ou -40 % de la productivité après 3-5 rotations ; Peng *et al.*, 2002 et références données par les auteurs). Les simulations suggèrent également des effets sur le long-terme sur les stocks de matière organique et d'éléments minéraux disponibles, ce qui peut affecter la nutrition des arbres (Peng *et al.*, 2002 ; Aherne *et al.*, 2008 ; Ranatunga *et al.*, 2008 ; Scheller *et al.*, 2011).

Répartition des effectifs, effets de la localisation (pays) et du type de sol

Pour certaines variables et certains scénarios (notamment les scénarios **TTB** et **TTBF+**), les données peuvent majoritairement correspondre à quelques pays (Suède, Canada ou Etats-Unis) et à un type de sol (podzol) (tableaux 3.3.7 et 3.3.8). Pour d'autres scénarios (notamment le scénario **TTBF** : récolte du tronc avec branches/feuilles), la répartition des données en fonction des pays et types de sol est plus équilibrée. De même, les effets sur le long-terme sont basés en grande partie sur des données issues de Scandinavie (ainsi que des données issues des Etats-Unis ; et quelques données issues du Royaume-Uni, du Canada, de la Chine, de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande). Les résultats suggèrent que les effets de la récolte des rémanents sur le taux de survie varient avec la localisation et/ou le type de sol. Alors que l'analyse sur l'ensemble des données n'indique pas d'effet général sur le taux de survie (fig. 3.3.16), une analyse plus approfondie montre un effet positif de la récolte des rémanents en Suède (et donc pour la classe des podzols) et un effet négatif aux Etats-Unis (fig. 3.3.18). En revanche, les résultats montrent qu'il n'y a généralement pas d'effet de la localisation ou du type de sol sur la croissance des arbres (mis à part quelques tendances pour la hauteur totale ; cf. fig. 3.3.19).

Tableau 3.3.7 : Impacts sur la croissance des peuplements après récolte : répartitions des effectifs en fonction des pays.

Variables	Scénarios de récolte	Effectif total & par pays (% de l'effectif total)															Effet pays p†					
		Effectif total	USA	Canada	Suède	Norvège	Finlande	Danemark	Autres Scan- dinavie [£]		RU	France	Espagne	Portugal	Brésil	Afrique ¶		Chine	Inde	Australie	NZ	
Survie	Tous	22	13 (59%)	3 (14%)	5 (23%)	1 (5%)	.	.	.	0,075	
	TTB vs TT	4	.	.	4 (100%)
	TTBF vs TT	21	12 (57%)	3 (14%)	5 (24%)	1 (5%)	0,041
	TTBF+ vs TT	8	4 (50%)	3 (38%)	1 (13%)	0,840
Hauteur (totale)	Tous	49	16 (33%)	5 (10%)	5 (10%)	.	4 (8%)	2 (4%)	.	2 (4%)	6 (12%)	3 (6%)	2 (4%)	.	2 (4%)	1 (2%)	.	1 (2%)	.	.	0,053	
	TTB vs TT	7	.	.	4 (57%)	.	2 (29%)	.	.	1 (14%)
	TTBF vs TT	38	15 (39%)	5 (13%)	5 (13%)	.	2 (5%)	2 (5%)	.	2 (5%)	.	2 (5%)	2 (5%)	.	1 (3%)	1 (3%)	.	1 (3%)	.	1 (3%)	.	0,664
	TTBF+ vs TT	17	9 (53%)	4 (24%)	1 (6%)	.	.	2 (12%)	1 (6%)	0,051
Hauteur (accroissement)	Tous	8	1 (13%)	4 (50%)	.	.	2 (25%)	.	.	1 (13%)
	TTB vs TT	6	.	3 (50%)	.	.	2 (33%)	.	.	1 (17%)
	TTBF+ vs TT	5	1 (20%)	4 (80%)
Diamètre (totale)	Tous	35	10 (29%)	1 (3%)	.	.	3 (9%)	2 (6%)	.	2 (6%)	6 (17%)	3 (9%)	2 (6%)	1 (3%)	2 (6%)	1 (3%)	.	1 (3%)	1 (3%)	.	0,798	
	TTB vs TT	24	9 (38%)	1 (4%)	.	.	2 (8%)	2 (8%)	.	2 (8%)	.	2 (8%)	2 (8%)	.	1 (4%)	1 (4%)	.	1 (4%)	1 (4%)	.	0,585	
	TTBF+ vs TT	9	2 (22%)	1 (11%)	1 (11%)	.	1 (11%)	2 (22%)	1 (11%)	.	.	.	1 (11%)	.	.
Diamètre (accroissement)	Tous	8	1 (13%)	4 (50%)	1 (13%)	1 (13%)	.	1 (13%)
	TTB vs TT	6	.	3 (50%)	1 (17%)	1 (17%)	.	1 (17%)
	TTBF+ vs TT	5	1 (20%)	4 (80%)
Vol./surf. terrière/biom. (totale)	Tous	52	15 (29%)	.	8 (15%)	.	4 (8%)	2 (4%)	.	4 (8%)	6 (12%)	.	.	1 (2%)	2 (4%)	1 (2%)	4 (8%)	3 (6%)	2 (4%)	.	0,763	
	TTB vs TT	7	.	.	4 (57%)	.	2 (29%)	.	.	1 (14%)
	TTBF vs TT	38	15 (39%)	.	8 (21%)	.	2 (5%)	2 (5%)	.	4 (11%)	1 (3%)	1 (3%)	.	3 (8%)	2 (5%)	.	0,487	
	TTBF+ vs TT	12	6 (50%)	1 (8%)	2 (17%)	1 (8%)	.	.	.	2 (17%)	.	.
	TTBF(+) vs TT(DS)	8	1 (13%)	1 (13%)	4 (50%)	2 (25%)
Vol./surf. terrière/biom. (accroissement)	Tous	40	1 (3%)	.	5 (13%)	4 (10%)	14 (35%)	2 (5%)	11 (28%)	1 (3%)	1 (3%)	.	.	1 (3%)	.	.	0,249	
	TTB vs TT	39	.	.	5 (13%)	4 (10%)	14 (36%)	2 (5%)	11 (28%)	1 (3%)	1 (3%)	.	.	1 (3%)	.	.	0,249	

£ Autres Scandinavie = pays non déterminé (Suède, Finlande ou Norvège).

¶ Afrique = Congo et/ou Afrique du Sud

† Seuls les pays avec des effectifs ≥ 3 sont inclus dans l'analyse statistique.

Tableau 3.3.8 : Impacts sur la croissance des peuplements après récolte : répartitions des effectifs en fonction du type de sol.

Variables	Scénarios de récolte	Effectif total & par type de sol (% de l'effectif total)									Effet sol <i>p</i> †		
		Effectif total	Acrisols	Andosols	Arenosols	Cambisols	Ferralsols	Gleysols	Luvisols	Podzols		Regosols	Autres types‡
Survie	Tous	22	4 (18%)	2 (9%)	.	3 (14%)	.	3 (14%)	.	5 (23%)	.	5 (23%)	0,026
	TTB vs TT	4	4 (100%)	.	.	.
	TTBF vs TT	21	4 (19%)	1 (5%)	.	3 (14%)	.	3 (14%)	.	5 (24%)	.	5 (24%)	0,005
Hauteur (totale)	Tous	49	7 (14%)	3 (6%)	1 (2%)	4 (8%)	1 (2%)	7 (14%)	2 (4%)	14 (29%)	1 (2%)	9 (18%)	0,004
	TTB vs TT	7	1 (14%)	.	6 (86%)	.	.	.
	TTBF vs TT	38	7 (18%)	2 (5%)	1 (3%)	3 (8%)	.	7 (18%)	2 (5%)	6 (16%)	1 (3%)	9 (24%)	0,109
Hauteur (accroissement)	Tous	17	2 (12%)	3 (18%)	1 (6%)	2 (12%)	1 (6%)	4 (24%)	1 (6%)	.	.	3 (18%)	0,087
	TTBF vs TT	6	.	.	.	3 (50%)	.	1 (17%)	.	.	.	2 (33%)	.
	TTBF+ vs TT	5	.	1 (20%)	.	3 (60%)	.	1 (20%)
Diamètre (totale)	Tous	35	5 (14%)	2 (6%)	1 (3%)	4 (11%)	2 (6%)	2 (6%)	1 (3%)	8 (23%)	1 (3%)	9 (26%)	0,416
	TTBF vs TT	24	5 (21%)	1 (4%)	1 (4%)	3 (13%)	.	2 (8%)	1 (4%)	1 (4%)	1 (4%)	9 (38%)	0,443
	TTBF+ vs TT	9	1 (11%)	2 (22%)	1 (11%)	2 (22%)	2 (22%)	1 (11%)	.
Diamètre (accroissement)	Tous	8	2 (25%)	1 (13%)	.	3 (38%)	.	2 (25%)
	TTBF vs TT	6	2 (33%)	.	.	3 (50%)	.	1 (17%)
	TTBF+ vs TT	5	.	1 (20%)	.	3 (60%)	.	1 (20%)
Vol./surf. terre/biom. (totale)	Tous	52	8 (15%)	2 (4%)	1 (2%)	1 (2%)	7 (13%)	1 (2%)	3 (6%)	20 (38%)	.	9 (17%)	0,871
	TTB vs TT	7	1 (14%)	.	6 (86%)	.	.	.
	TTBF vs TT	38	8 (21%)	2 (5%)	1 (3%)	1 (3%)	1 (3%)	1 (3%)	3 (8%)	12 (32%)	.	9 (24%)	0,987
Vol./surf. terre/biom. (accroissement)	Tous	12	3 (25%)	2 (17%)	1 (8%)	.	2 (17%)	.	1 (8%)	1 (8%)	.	2 (17%)	.
	TTBF vs TT	6	2 (33%)	.	.	3 (50%)	.	1 (17%)
	TTBF(+) vs TT(DS)	8	1 (13%)	.	1 (13%)	.	5 (63%)	.	.	1 (13%)	.	.	.
Vol./surf. terre/biom. (accroissement)	Tous	40	1 (3%)	1 (3%)	1 (3%)	.	.	1 (3%)	.	.	.	36 (90%)	.
	TTBF vs TT	39	1 (3%)	.	1 (3%)	.	.	1 (3%)	.	.	.	36 (92%)	.

‡ Autres types de sol = types de sol non déterminés ou plusieurs types de sol pour une étude donnée.

† Seuls les types de sol avec des effectifs ≥ 3 sont inclus dans l'analyse statistique.

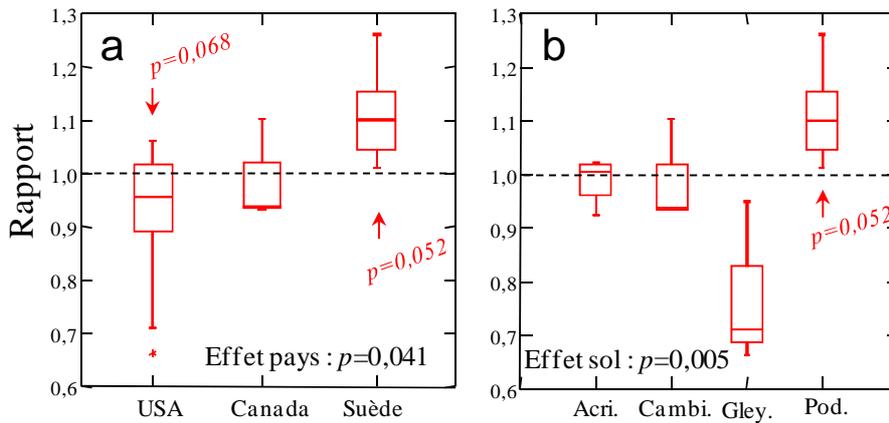


Figure 3.3.18 : Impacts sur le taux de survie des arbres : effet de la localisation (a) et du type de sol (b). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1.

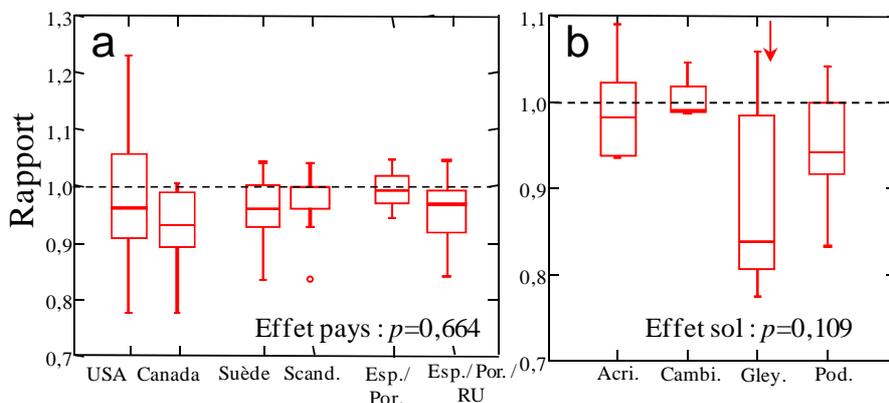


Figure 3.3.19 : Impacts sur la croissance des arbres (hauteur totale) : effet de la localisation (a) et du type de sol (b). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1. Scandinavie=Suède +Finlande, Esp.=Espagne, Por.=Portugal, RU=Royaume-Uni.

Effet des essences forestières

Les données sur la croissance après récolte portent principalement sur des peuplements de résineux (répartition générale des données : 0-42 % pour les feuillus, 0-14 % pour les peuplements mixtes, 58-100 % pour les résineux ; répartition des données pour le scénario TTBF : 0-25 % pour les feuillus, 0-5 % pour les peuplements mixtes, 75-100 % pour les résineux). Les résultats n'indiquent aucune différence significative entre feuillus et résineux (fig. 3.3.20). En considérant uniquement les données sur les feuillus, les résultats indiquent que le rapport n'est pas significativement différent de 1 (absence d'effet de la récolte des rémanents), mais cette absence d'effet peut s'expliquer par le faible nombre de données (fig. 3.3.20). A l'inverse, le rapport est significativement différent de 1 pour les résineux (effet significatif de la récolte des rémanents sur la croissance).

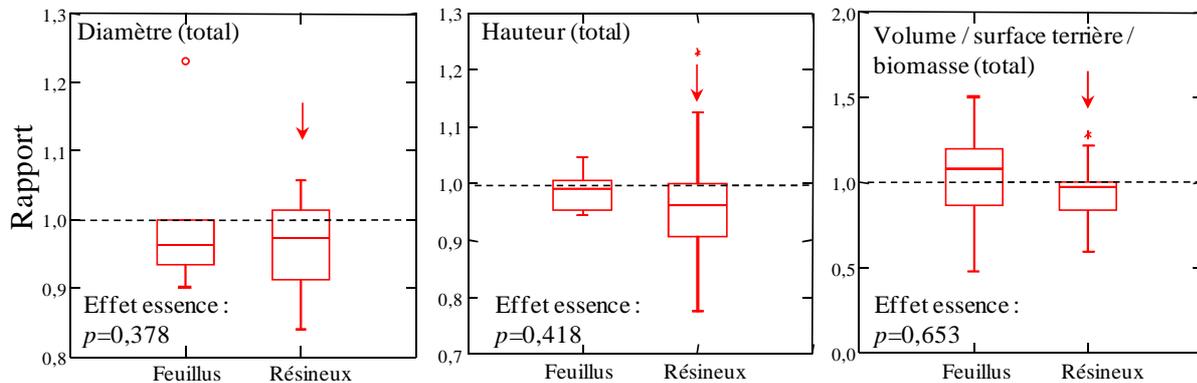


Figure 3.3.20 : Impacts sur la croissance des arbres : effet des essences forestières (n = 6–7 peuplements de Feuillus, 18-32 peuplements de résineux). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure 3.3.1.

Relations avec la fertilité des sols

Certaines études montrent que plus les sols sont pauvres en éléments minéraux, plus les effets de la récolte des rémanents sur la croissance des arbres sont prononcés et, qu'à partir d'un certain niveau de fertilité initiale, il n'y a plus d'effet (voir ex. fig. 3.3.21, Scott et Dean, 2006). Il pourrait être intéressant d'établir des relations générales en regroupant les différentes études. Cependant, plusieurs paramètres varient entre les études et il est difficile d'établir directement des relations entre le niveau des effets de la récolte des rémanents sur la croissance et la fertilité des sols. D'une part, les effets de la récolte des rémanents sur la fertilité des sols et la croissance après récolte dépendent de la fertilité initiale, des quantités d'éléments minéraux exportés (qui varient même pour un scénario de récolte donné) et de la durée écoulée après récolte. D'autre part, les méthodes d'analyse de la fertilité des sols varient entre les études, et les résultats (teneurs en éléments minéraux disponibles), obtenus avec différentes méthodes, ne sont pas directement comparables, ce qui complexifie l'analyse. De plus, plus il y a de paramètres à prendre en compte (croissance en fonction des traitements (après récolte du tronc seul, après récolte du tronc avec rémanents), quantité d'éléments minéraux exportés en fonction des traitements, teneurs initiales en éléments minéraux obtenues avec des méthodes similaires), moins il y a d'études disponibles pour effectuer une analyse globale. Les relations entre le niveau des effets de la récolte des rémanents et la fertilité initiale des sites pourront faire l'objet d'une analyse plus approfondie.

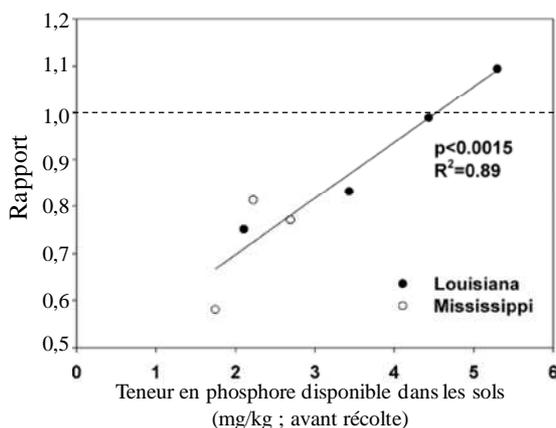


Figure 3.3.21 : Relation entre le rapport (niveau des effets de la récolte des rémanents sur la croissance des arbres (biomasse)) et la fertilité des sols : exemple pour deux études aux Etats-Unis (Scott & Dean, 2006 ; peuplements de pins de 7-10ans). Résultats similaires avec les teneurs en calcium et magnésium dans les sols.

4. Conclusions, limites de l'étude et perspectives

L'objectif principal de cette étude était d'évaluer et de quantifier les impacts de la récolte des rémanents forestiers sur les exportations d'éléments minéraux (axe 1), la fertilité des sols et la productivité après récolte (axe 2). Les effets généraux ont pu être étudiés en compilant un grand nombre d'études et en analysant deux bases de données. Les conclusions générales, les limites de cette étude et les perspectives sont présentées ici.

Axe 1 : impacts de la récolte des rémanents forestiers sur les exportations d'éléments minéraux

Conclusions

Les résultats ont montré des modifications potentiellement importantes des exportations des différents éléments minéraux lors de la récolte des rémanents (augmentation théorique potentielle jusqu'à +240 % : multiplication par 3,4 des exportations). Plus il y a de compartiments exportés (branches, feuillage, souches), plus l'augmentation des exportations est prononcée. L'augmentation des exportations est particulièrement importante lorsque le feuillage est récolté, malgré la faible biomasse de ce compartiment.

Les résultats ont également montré un effet du stade de développement des peuplements ainsi qu'un effet des essences forestières : Les modifications des exportations sont plus prononcées lorsque les rémanents sont récoltés dans les peuplements jeunes. Les modifications des exportations sont également plus importantes pour les résineux (en particulier pour l'épicéa, le sapin et le douglas) que pour les feuillus. Ces effets sont en partie dus au feuillage : La proportion de la biomasse du feuillage, qui est riche en éléments minéraux et qui peut être exporté avec les branches, décroît avec l'âge et est plus importante pour l'épicéa, le sapin et le douglas.

Les minéralomasses (quantités d'éléments minéraux contenus dans les arbres et qui peuvent être exportés) sont généralement importantes en comparaison des stocks dans les sols. C'est particulièrement le cas lorsque les minéralomasses incluent les éléments minéraux contenus dans les rémanents : Les minéralomasses peuvent représenter jusqu'à 100 % (ou plus) des stocks disponibles dans les sols, ce qui souligne l'impact potentiel de la récolte supplémentaire de biomasse sur la fertilité chimique des sols. Les stocks d'éléments disponibles ou échangeables sont néanmoins quantifiés à un instant donné (fertilité à court-terme) et les sols ont la capacité de réapprovisionner ces stocks (par exemple, par altération des minéraux). Les risques sont cependant réels pour les sols ayant une faible capacité de réapprovisionnement.

Les modifications des exportations d'éléments minéraux ont été estimées en considérant les pratiques sylvicoles et les taux de récolte des différents compartiments de l'arbre (50 % pour les branches de résineux ; 60 % pour les branches de feuillus ; 0-40 % pour le feuillage, en fonction des conditions de récolte (hors ou pendant la période de végétation ; après une période de séchage des rémanents sur la parcelle) ; 60 % pour les souches ; 20-80 % pour les écorces). Les valeurs obtenues (en lien avec les pratiques) sont plus faibles que les valeurs théoriques potentielles mais restent non négligeables (augmentation des exportations jusqu'à +150 % : multiplication par 2,5 des exportations). Cependant, sous certaines conditions (récolte des branches uniquement, avec un taux de récolte de 50-60 %, hors période de végétation pour les feuillus ou après séchage des rémanents, c'est-à-dire en limitant les exportations du feuillage), les modifications des exportations deviennent nettement plus faibles (augmentation de +37 à +70 %).

Par rapport à une récolte conventionnelle (bois fort : bois du tronc + écorces), le surcoût en nutriments peut même devenir nul si les branches sont exportées sans le feuillage et si les troncs sont écorcés. En effet, les écorces sont riches en éléments minéraux et l'écorçage peut compenser en grande partie les exportations d'éléments minéraux liés à la récolte des branches.

La compilation de nombreuses études et la base de données ont permis de compléter les relations entre minéralomasses et biomasses du bois fort, déjà existants (Augusto *et al.*, 2000b ; Cacot, 2007). Des équations, permettant de simuler les minéralomasses en fonction de la biomasse du bois fort et des scénarios de récolte, ont été déterminés pour différentes essences forestières (bouleau, châtaignier, chêne, eucalyptus, hêtre, peuplier, douglas vert, pin maritime, pin sylvestre, épicéa commun) et en fonction des scénarios de récolte (cf. annexe 2 : fig.s A.2.10 à A.2.13 et tableau A.2.1).

Les modifications (augmentations ou diminutions) des exportations d'éléments minéraux ont été exprimées en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc seul. Cette présentation en pourcentage permet de déduire les règles de bonne pratique. Les pourcentages indiquent ce qu'il faut éviter de faire. En pratique, au niveau quantitatif, il est préférable d'utiliser les relations entre minéralomasses et biomasses de bois fort en fonction des scénarios de récolte (cf. annexe 2).

Perspectives

Les modifications des exportations ont été estimées en utilisant des taux de récolte moyens en lien avec les pratiques sylvicoles, mais il serait plus précis d'utiliser des taux de récolte en fonction de l'âge des peuplements et pour des scénarios de récolte précis qui ont évolué avec le temps et qui évolueront encore.

A l'heure actuelle, nous ne disposons cependant pas d'informations plus précises sur les scénarios et taux de récolte des rémanents. Les exportations d'éléments minéraux devront également être quantifiées en se basant sur des données de minéralomasse qui devront intégrer les variabilités inter et intra spécifiques, la variabilité liée à la structure des peuplements évoluant avec l'âge et la variabilité liée au type de sol (à sa fertilité).

Axe 2 : impacts de la récolte des rémanents forestiers sur la fertilité des sols et la productivité après récolte

Conclusions

Les résultats ont montré un effet globalement significatif de la récolte des rémanents sur la fertilité chimique totale des sols (stocks totaux en éléments minéraux) et sur la fertilité actuelle (stocks en éléments minéraux disponibles pour les arbres). Nous avons observé une baisse de la CEC (probablement liée à une modification des stocks et de la qualité de la matière organique) et une désaturation de la CEC (du fait des exportations supplémentaires d'éléments minéraux), qui s'accompagne d'une acidification des sols. Les effets sur la fertilité biologique sont moins prononcés, mais des tendances à la diminution de l'activité microbiologique et des processus de décomposition sont visibles. Ces tendances sont probablement liées à une modification des stocks et de la qualité des matières organiques des sols, et à une modification du microclimat (température, voir compaction). Les effets de la récolte des rémanents sur la fertilité des sols induit en conséquence une réduction globalement significative de la productivité après récolte.

Les effets de l'exportation supplémentaire de biomasse sur la fertilité des sols et la croissance après récolte restent néanmoins faibles (par exemple, baisse d'environ 10 % du taux de saturation de la CEC par rapport à une récolte conventionnelle ; baisse de 3-7 % pour la productivité). Les effets peuvent néanmoins se cumuler du fait des récoltes successives et l'utilisation de modèles suggèrent des effets plus importants après plusieurs révolutions (Peng *et al.*, 2002 ; Aherne *et al.*, 2008 ; Ranatunga *et al.*, 2008 ; Scheller *et al.*, 2011).

Les résultats de l'axe 2 ont également montré que plus il y a de biomasse exportée (comparaison entre les différents scénarios de récolte), plus les effets sur la fertilité des sols et la productivité des peuplements sont importants. En particulier, nous avons systématiquement remarqué que les effets deviennent négligeables et non significatifs lorsque les rémanents sont récoltés sans le feuillage, ce qui est cohérent avec les résultats obtenus sur les exportations d'éléments minéraux (axe 1 ; réduction importante des exportations d'éléments minéraux lorsque les rémanents sont récoltés après séchage ou hors période de végétation pour les feuillus). Ces résultats sont également en accord avec ceux obtenus à partir des simulations des effets de la récolte des rémanents sur la fertilité des sols. Un modèle développé pour le contexte Finlandais suggère notamment que la récolte conventionnelle et la récolte du bois fort avec les branches (sans le feuillage) étaient des systèmes durables, ce qui ne semble pas être le cas lorsque le feuillage (ou les souches) sont exportés en plus (Aherne *et al.*, 2012). L'ensemble des observations (résultats de cette étude, simulations) souligne donc l'importance de laisser le feuillage sur la parcelle et montre qu'il est possible de récolter les rémanents forestiers tout en limitant les impacts.

Quelques cas d'étude montrent que le niveau des effets de la récolte des rémanents sur la croissance après récolte est corrélé avec la fertilité initiale : Plus les sols sont pauvres en éléments minéraux disponibles, plus la croissance est affectée.

Limites et biais potentiels

Il n'y a quasiment aucune donnée permettant d'évaluer les effets de la récolte des rémanents sur la fertilité des sols et la croissance des arbres après récolte en contexte français. Par ailleurs, la gamme expérimentale ne couvre pas toujours l'ensemble des situations (pays) ou sols de manière équilibrée. Pour certaines variables et certains scénarios de récolte, les données peuvent en effet correspondre à quelques situations (Etats-Unis, Canada, Suède, ...) et/ou types de sols (podzol, notamment). Les résultats montrent néanmoins qu'il n'y a généralement pas d'effet de la localisation ou du type de sol sur le niveau des effets, ce qui semble limiter les biais potentiels liés aux répartitions non équilibrées des données.

La méta-analyse est une méthode utile parce qu'elle permet l'analyse globale d'un grand nombre de données. Cependant, cette méthode peut présenter des biais potentiels et nécessite donc certaines vérifications (Gurevitch et Hedges, 1999). Un des biais potentiels est le biais de publication, qui peut être lié au fait que les résultats non significatifs sont moins publiés que les résultats significatifs. Il est néanmoins facile de mettre en évidence ce biais car il induit une distribution bimodale du nombre de cas d'études. Au contraire, les données utilisées dans cette étude suivent des distributions unimodales (voir exemples pour les données sur les stocks de carbone et d'azote dans les sols et la croissance après récolte en **annexe 3 : fig. A.3.9**), ce qui indique qu'il n'y a pas de biais de publication.

Perspectives

Quelques cas d'étude ont montré des relations entre le niveau des impacts liée à la récolte des rémanents et la fertilité initiale des sols, mais l'ensemble des résultats de ce travail n'a pas permis d'établir des relations générales. Ceci s'explique principalement par le fait que 1) les différentes études ne sont pas directement

comparables et de nombreux facteurs doivent être pris en compte (durée écoulée après récolte, quantités d'éléments minéraux exportés à la récolte, capacité des sols à compenser les pertes d'éléments minéraux par altération des sols, ...) et 2) le nombre d'études donnant l'ensemble de ces informations est faible. Des études plus approfondies devront être menées pour établir ces relations générales, car elles permettraient d'évaluer les risques (perte de fertilité et de productivité) en fonction d'indicateurs simples.

5. Références bibliographiques

5.1. Références citées dans le texte

Achat DL, Bakker MR, Augusto L, Saur E, Dousseron L, Morel C, 2009. Evaluation of the phosphorus status of P-deficient podzols in temperate pine stands: combining isotopic dilution and extraction methods. *Biogeochemistry* 92, 183-200.

Adams MB, 1999. Acidic deposition and sustainable forest management in the central Appalachians, USA. *Forest Ecology and Management* 122, 17-28.

Aherne J, Posch M, Forsius M, Lehtonen A, Härkönen K, 2012. Impacts of forest biomass removal on soil nutrient status under climate change: a catchment-based modelling study for Finland. *Biogeochemistry* 107, 471-488.

Aherne J, Posch M, Forsius M, Vuorenmaa J, Tamminen P, Holmberg M, Johansson M, 2008. Modelling the hydrogeochemistry of acid-sensitive catchments in Finland under atmospheric deposition and biomass harvesting scenarios. *Biogeochemistry* 88, 233-256.

André F, Jonard M, Ponette Q, 2010. Biomass and nutrient content of sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) stem and branches in a mixed stand in southern Belgium. *Science of the Total Environment* 408, 2285-2294.

André F, Ponette Q, 2003. Comparison of biomass and nutrient content between oak (*Quercus petraea*) and hornbeam (*Carpinus betulus*) trees in a coppice-with-standards stand in Chimay (Belgium). *Annals of Forest Science* 60, 489-502.

Arocena JM, 2000. Cations in solution from forest soils subjected to forest floor removal and compaction treatments. *Forest Ecology and Management* 133, 71-80.

Augusto L, 2010. Estimations des pertes en éléments nutritifs liées à différentes intensités de récolte de biomasse. Présentation INRA, le 03/05/2010.

Augusto L, Meredieu C, Bert D, Trichet P, Porté A, Bosc A, Lagane F, Loustau D, Pellerin S, Danjon F, Ranger J, Gelpe J, 2008. Improving models of forest nutrient export with equations that predict the nutrient concentration of tree compartments. *Annals of Forest Science* 65, 808.

Augusto L, Ranger J, Bonneau M, 2000a. Influence des essences sur la fertilité chimique des sols. Conséquences sur les choix sylvicoles. *Revue forestière française*, 52, 507-518.

Augusto L, Ranger J, Ponette Q, Rapp M, 2000b. Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Annals of Forest Science* 57, 313-324.

Badeau V, Dambrine E, Walter C, 1999. Propriétés des sols forestiers français : Résultats du premier inventaire systématique. *Etude et Gestion des Sols* 6, 3, 165-180.

Bergquist J, Örlander G, Nilsson U, 1999. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *Forest Ecology and Management* 115, 171-182.

Blumfield TJ, Xu ZH, 2003. Impact of harvest residues on soil mineral nitrogen dynamics following clearfall harvesting of a hoop pine plantation in subtropical Australia. *Forest Ecology and Management* 179, 55-67.

Bonneau MRanger J, 1999. Evolution de la fertilité chimique des sols forestiers - Recommandations pour une gestion durable. *La Forêt Privée*, 247, 51-65.

Brandtberg P-O, Olsson BA, 2012. Changes in the effects of whole-tree harvesting on soil chemistry during 10 years of stand development. *Forest Ecology and Management* 277, 150-162.

Cacot E, 2007. Étude de l'impact du prélèvement des rémanents en forêt (volet 3). Rapport final du projet UZ70 - Convention ADEME-FCBA 0501C0057 (FCBA, IDF, ONF, UCFF, ADEME, INRA), 60 p. + annexes.

Cacot E, 2009. Les différents modes de récolte de la biomasse forestière (Chapitre 4). In : Landmann G, Gosselin F, Bonhême I, (coord.) Biomasse et Biodiversité Forestières - Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles (Bio 2). Paris, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, Ecofor, 47-52.

Cacot E, Charnet F, Eisner N, Leon P, Ranger J, 2005. Exportation minérale et fertilité chimique des sols : travaux complémentaires en vue de la rédaction d'un guide pratique pour une récolte raisonnée des rémanents en forêt. Rapport Final. AFOCEL, 37 p + annexes.

Cacot E, Eisner N, Charnet F, Leon P, Ranger J, 2006. La Récolte raisonnée des rémanents en forêt. ADEME [Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie], *Collection Connaître pour agir*, 36 p.

- Carter MC, Dean TJ, Wang Z, Newbold RA, 2006. Impacts of harvesting and postharvest treatments on soil bulk density, soil strength, and early growth of *Pinus taeda* in the Gulf Coastal Plain: a Long-Term Soil Productivity affiliated study. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 601-614.
- Cleary MR, Arhipova N, Morrison DJ *et al.*, 2013. Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: A synthesis of results from long-term trials. *Forest Ecology and Management* 290, 5-14.
- Devine WD, Footen PW, Strahm BD, Harrison RB, Terry TA, Harrington TB, 2012. Nitrogen leaching following whole-tree and bole-only harvests on two contrasting Pacific Northwest sites. *Forest Ecology and Management* 267, 7-17.
- Egnell G, Leijon B, 1997. Effects of different levels of biomass removal in thinning on short-term production of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 12, 17-26.
- Egnell G, Leijon B, 1999. Survival and Growth of Planted Seedlings of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* After Different Levels of Biomass Removal in Clear-felling. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14, 303-311.
- Egnell G, Valinger E, 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. *Forest Ecology and Management* 177, 65-74.
- Epstein E et Bloom AJ (Eds.), 2005. *Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives*, Second Edition, 380 p.
- Eriksson L-G, 1993. Mängd trädrester efter trädbränsleskörd. Rapport från Vattenfall Utveckling AB, Projekt Bioenergi, 28, 1-27. ISSN 1100-5130. (In Swedish with English summary.)
- Esu IE, 2010. *Soil characterization, classification and survey*. Heinemann Educationnal Books, Nigeria, 252.
- Frayse JY, 2008. Optimiser la gestion des peuplements de pin maritime pour un essor industriel durable, La ligniculture et son devenir : Gestion de la fertilisation en fonction de l'exportation de biomasse, Projet Recash, SYLVOGENE, rapport final.
- Gurevitch J, Hedges LV, 1999. Statistical Issues in Ecological Meta-Analyses. *Ecology* 80, 1142-1149.
- Han S-K, Han H-S, Page-Dumroese DS, Johnson LR, 2009. Soil compaction associated with cut-to-length and whole-tree harvesting of a coniferous forest. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 976-989.
- Harrington TB, Schoenholtz SH, 2010. Effects of logging debris treatments on five-year development of competing vegetation and planted Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research* 40, 500-510.
- Hassett JE, Zak DR, 2005. Aspen Harvest Intensity Decreases Microbial Biomass, Extracellular Enzyme Activity, and Soil Nitrogen Cycling. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 227-235.
- Helmisaari HS, Hanssen KH, Jacobson S, Kukkola M, Luro J, Saarsalmi A, Tamminen P, Tveite B, 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261, 1919-1927.
- Hope G, 2006. Establishment of Long-term Soil Productivity Studies on Acidic Soils in the Interior Douglas-fir Zone. LTSPS Research Note, LTSPS-08.
- Huang Z, Clinton PW, Davis MR, 2011b. Post-harvest residue management effects on recalcitrant carbon pools and plant biomarkers within the soil heavy fraction in *Pinus radiata* plantations. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 404-412.
- Huang Z, Clinton PW, Davis MR, Yang Y, 2011a. Impacts of plantation forest management on soil organic matter quality. *Journal of Soils Sediments* 11, 1309-1316.
- Johnson DW, Todd DE, 1987. Nutrient export by leaching and whole-tree harvesting in a loblolly pine and mixed oak forest. *Plant and Soil* 102, 99-109.
- Johnson DW, West DC, Todd DE, Mann LK, 1982. Effects of Sawlog vs. Whole-Tree Harvesting on the Nitrogen, Phosphorus, Potassium, and Calcium Budgets of an Upland Mixed Oak Forest. *Soil Science Society of America Journal* 46, 1304-1309.
- Kabzems R, Haeussler S, 2005. Soil properties, aspen, and white spruce responses 5 years after organic matter removal and compaction treatments. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 2045-2055.
- Khlifa R, 2011. Etablissement de modèles estimant les biomasses et les minéralomasses exportées lors des récoltes de souches de Pin maritime. Stage Master 2, Université de Bordeaux 1, 27.
- Laclau JP, Levillain J, Deleporte P, Nzila J de Dieu, Bouillet J-P, Saint André L, Versini A, Mareschal L, Nouvellon Y, Thongo M'Bou A, Ranger J, 2010. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in Eucalyptus plantations established on a sandy tropical soil. *Forest Ecology and Management* 260, 2148-2159.
- Luro J, Kukkola M, Saarsalmi A, Tamminen P, Helmisaari H-S, 2009. Logging residue removal after thinning in boreal forests: long-term impact on the nutrient status of Norway spruce and Scots pine needles. *Tree Physiology* 30, 78-88.
- Mariani L, Chang SX, Kabzems R, 2006. Effects of tree harvesting, forest floor removal, and compaction on soil microbial biomass, microbial respiration, and N availability in a boreal aspen forest in British Columbia. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1734-1744.
- Mazon R, 2011. Mise au point et validation d'une méthode simple pour estimer les impacts de l'intensification de la récolte sur la fertilité des sols. Rapport de Stage de fin d'étude Ingénieur 3. Université de Nancy. 60 p.

- Mathers NJ, Mendham DS, O'Connell AM, Grove TS, Xu Z, Saffigna PG, 2003. How does residue management impact soil organic matter composition and quality under Eucalyptus globules plantations in southwestern Australia? *Forest Ecology and Management* 179, 253-267.
- Mathers NJ, Xu Z, 2003. Solid-state ¹³C NMR spectroscopy: characterization of soil organic matter under two contrasting residue management regimes in a 2-year-old pine plantation of subtropical Australia. *Geoderma* 114: 19-31.
- Møller IS, 2000. Calculation of biomass and nutrient removal for different harvesting intensities. *New Zealand Journal of Forestry Science* 30, 29-45.
- Nittérus K, Åström M, Gunnarsson B, 2007. Commercial harvest of logging residue in clear-cuts affects the diversity and community composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Scandinavian Journal of Forest Research* 22, 231-240.
- Nord-Larsen T, 2002. Stand and site productivity response following whole-tree harvesting in early thinnings of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Biomass and Bioenergy* 23, 1-12
- Nurmi J, Hillebrand K, 2001. Storage alternatives affect fuelwood properties of Norway spruce logging residues. *New Zealand Journal of Forestry Science* 31, 289-297.
- O'Connell AM, Grove TS, Mendham DS, Rance SJ, 2004. Impact of harvest residue management on soil nitrogen dynamics in Eucalyptus globulus plantations in south western Australia. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 39-48.
- Olsson BA, Staaf H, Lundkvist H, Bengtsson J, Rosen K, 1996a. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82, 19-32.
- Peng C, Jiang H, Apps MJ, Zhang Y, 2002. Effects of harvesting regimes on carbon and nitrogen dynamics of boreal forests in central Canada: a process model simulation. *Ecological Modelling* 155, 177-189.
- Powers RF, Scott DA, Sanchez FG, Voldseth RA, Page-Dumroese D, Elioff JD, Stone DM, 2005. The North American long-term soil productivity experiment: Findings from the first decade of research. *Forest Ecology and Management* 220, 31-50.
- Proe MF, Griffiths JH, McKay HM, 2001. Effect of whole-tree harvesting on microclimate during establishment of second rotation forestry. *Agricultural and Forest Meteorology* 110, 141-154.
- Pullin AS, Stewart GB, 2006. Guidelines for Systematic Review in Conservation and Environmental Management. *Conservation Biology* 20, 1647-1656.
- Ranatunga K, Keenan RJ, Wullschlegler SD, Post WM, Tharp ML, 2008. Effects of harvest management practices on forest biomass and soil carbon in eucalypt forests in New South Wales, Australia: Simulations with the forest succession model LINKAGES. *Forest Ecology and Management* 255, 2407-2415.
- Ranger J, Augusto L, Berthelot A, Bouchon J, Cacot E, Dambrine E, Gavaland A, Laclau J-P, Legout A, Nicolas M, Nys C, Ponette Q, Ottorini J-M, Saint-André L, 2011. Sylviculture et protection des sols. *Revue forestière française*. 63(2), 245-264.
- Roberts SD, Harrington CA, Terry TA, 2005. Harvest residue and competing vegetation affect soil moisture, soil temperature, N availability, and Douglas-fir seedling growth. *Forest Ecology and Management* 205, 333-350.
- Scheller RM, Hua D, Bolstad PV, Birdsey RA, Mladenoff DJ, 2011. The effects of forest harvest intensity in combination with wind disturbance on carbon dynamics in Lake States Mesic Forests. *Ecological Modelling* 222, 144-153.
- Smolander A, Kitunen V, Tamminen P, Kukkola M, 2010. Removal of logging residue in Norway spruce thinning stands: Long-term changes in organic layer properties. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 1222-1228.
- Startsev A D, McNabb DH, 2009. Effects of compaction on aeration and morphology of boreal forest soils in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*. 89, 45-56.
- Stupak I, Nordfjell T, Gundersen P, 2008. Comparing biomass and nutrient removals of stems and fresh and predried whole trees in thinnings in two Norway spruce experiments. *Canadian Journal of Forest Research*. 38, 2660-2673.
- Tan X, Chang SX, Kabzems R, 2005. Effects of soil compaction and forest floor removal on soil microbial properties and N transformations in a boreal forest long-term soil productivity study. *Forest Ecology and Management* 217, 158-170.
- Tan X, Chang SX, Kabzems R, 2008. Soil compaction and forest floor removal reduced microbial biomass and enzyme activities in a boreal aspen forest soil. *Biology and Fertility of Soils* 44, 471-479.
- Thiffault E, Hannam KD, Paré D, Titus BD, Hazlett PW, Maynard DG, Brais S. 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests — A review. *Environmental Reviews* 19, 278-309.
- Thiffault E, Hannam KD, Quideau SA, Paré D, Bélanger N, Oh S-W, Munson AD, 2008. Chemical composition of forest floor and consequences for nutrient availability after wildfire and harvesting in the boreal forest. *Plant and Soil* 308, 37-53.
- Tripathi BR, Psychas PJ, 1992. The AFNETA alley farming training manual - Volume 2: Source book for alley farming research. Technical paper 1: Soil classification and characterization.
- Tritton LM, Martin CW, Hornbeck JW, Pierce RS, 1987. Biomass and Nutrient Removals from Commercial Thinning and Whole-Tree Clearcutting of Central Hardwoods. *Environmental Management* 11, 659-666.

- Wall A, 2008. Effect of removal of logging residue on nutrient leaching and nutrient pools in the soil after clearcutting in a Norway spruce stand. *Forest Ecology and Management* 256, 1372-1383.
- Wall A, 2012. Risk analysis of effects of whole-tree harvesting on site productivity. *Forest Ecology and Management* 282, 175-184.
- Wall A, Hytönen T, 2011. The long-term effects of logging residue removal on forest floor nutrient capital, foliar chemistry and growth of a Norway spruce stand. *Biomass and Bioenergy* 35, 3328-3334.
- Yanai RD, 1998. The effect of whole-tree harvest on phosphorus cycling in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 104, 281-295.
- Zang C, Rothe A, 2013. Effect of nutrient removal on radial growth of *Pinus sylvestris* and *Quercus petraea* in Southern Germany. *Annals of Forest Science* 70, 143-149.

5.2. Références utilisées dans les méta-analyses

5.2.1. Références sur les minéralomasses

- Adams MB, 1999. Acidic deposition and sustainable forest management in the central Appalachians, USA. *Forest Ecology and Management* 122, 17-28.
- Alifragis D, Smiris P, Maris F, Kavvadias V, Konstantinidou E, Stamou N, 2001. The effect of stand age on the accumulation of nutrients in the aboveground components of an Aleppo pine ecosystem. *Forest Ecology and Management* 141, 259-269.
- Alriksson A, Eriksson HM, 1998. Variations in mineral nutrient and C distribution in the soil and vegetation compartments of five temperate tree species in NE Sweden. *Forest Ecology and Management* 108, 261-273.
- André F, Jonard M, Ponette Q, 2010. Biomass and nutrient content of sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) stem and branches in a mixed stand in southern Belgium. *Science of the Total Environment* 408, 2285-2294.
- André F, Ponette Q, 2003. Comparison of biomass and nutrient content between oak (*Quercus petraea*) and hornbeam (*Carpinus betulus*) trees in a coppice-with-standards stand in Chimay (Belgium). *Annals for Forest Science* 60, 489-502.
- Ares A, Terry T, Harrington C, Devine W, Peter D, Bailey J, 2007. Biomass Removal, Soil Compaction, and Vegetation Control Effects on Five-Year Growth of Douglas-fir in Coastal Washington. *Forest Science* 53, 600-610.
- Augusto L, Ranger J, Ponette Q, Rapp M, 2000. Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. *Ann. For. Sci.* 57, 313-324.
- Balboa-Murias MA, Rojo A, Alvarez JG, Merino A, 2006. Carbon and nutrient stocks in mature *Quercus robur* L. stands in NW Spain *Annals for Forest Science* 63, 557-565.
- Balieiro FC, Fontes RLF, Dias LE, Franco AA, Campello EFC, de Faria SM, 2002. Accumulation and distribution of aboveground biomass and nutrients in pure and mixed stands of Guachapele and Eucalyptus. *Journal of Plant Nutrition* 25, 2639-2654.
- Barron-Gafford GA, Will RE, Burkes EC, Shiver B, Teskey RO, 2003. Nutrient concentrations and contents, and their relation to stem growth, of intensively managed *Pinus taeda* and *Pinus elliotti* stands of different planting densities. *Forest Science* 49, 291-300.
- Bebwa B, 1990. Biomasse et minéralomasses d'une jachère préforestière de deux ans dans les environs de Kisangani (Zaire). *Belgian Journal of Botany* 123, 92-102.
- Belkacem S, Nys C, Gelhaye D, 1992. Effets d'une fertilisation et d'un amendement sur l'immobilisation d'éléments dans la biomasse d'un peuplement adulte d'épicéa commun (*Picea abies* L Karst). *Annales des Sciences Forestières* 49, 235-252.
- Bert D, Danjon F, 2006. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Ait.). *Forest Ecology and Management* 222, 279-295.
- Berthelot A, Ranger J, Gelhaye D, 2000. Nutrient uptake and immobilization in a short-rotation coppice stand of hybrid poplars in north-west France. *Forest Ecology and Management* 128, 167-179.
- Bigger CM, Cole DW, 1983. Effects of harvesting intensity on nutrient losses and future productivity in high and low productivity red alder and Douglas fir stands. In: Ballard R, Gessel S (Eds.), IUFRO Symposium on forest site and continuous Productivity, USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PNW-163, 167-178.
- Binkley D, 1983. Ecosystem production in Douglas fir plantations: interaction of red alder and site fertility. *Forest Ecology and Management*. 5, 215-227.
- Binkley D, Lousier JD, Cromack K, 1984. Ecosystem Effects of Sitka Alder in a Douglas-fir Plantation. *Forest Science* 30, 26-35.
- Binkley D, Ryan MG, 1998. Net primary production and nutrient cycling in replicated stands of *Eucalyptus saligna* and *Albizia facaltaria*. *Forest Ecology and Management* 112, 79-85.
- Binkley D, Sollins P, Bell R, Sachs D, and Myrold D, 1992. Biogeochemistry of Adjacent Conifer and Alder-Conifer Stands. *Ecology* 73, 2022-2033.

- Björkroth G, Rosén K, 1977. Biomassa och näringsmängder på fyra standorter. Projekt Helträdsutnyttjande. No. 49. Swedish University of Agricultural Sciences, Stockholm: 20.
- Bormann BT, Sidle RC, 1990. Changes in Productivity and Distribution of Nutrients in a Chronosequence at Glacier Bay National Park, Alaska. *Journal of Ecology* 78, 561-578.
- Bosman B, Remacle J, Carnol M, 2001. Element removal in harvested tree biomass: scenarios for critical loads in Wallonia, south Belgium. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1, 153-167.
- Brække FH, Haland B, 1995. Above-ground biomass and mineral element distribution in a Scots pine stand of a virgin low-shrub pine bog. *Meddelelser fra Communications of Skogforsk* 47, 1-17.
- Bringmark L, 1977. A bioelement budget of an old Scots pine forest in central Sweden. *Silva Fennica* 11, 201-209.
- Brozek S, 1990. Effect of soil changes caused by red alder (*Alnus rubra*) on biomass and nutrient status of Dougal-fir (*Pseudotsuga menziesii*) seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 20, 1320-1325.
- Cacot E, 2007. Etude de l'impact du prélèvement des rémanents en forêt. Projet UZ70, Convention ADEME-FCBA n°0501C0057, volet 3, rapport final.
- Caldeira MVW, Schumacher MV, Spathelf P, 2002. Quantification of nutrient content in above-ground biomass of young *Acacia mearnsii* De Wild., provenance Bodalla. *Annals of Forest Science* 59, 833-838.
- Carlson, CA, Allan R, 2001. A pilot study into the above-ground biomass of a mature *Pinus patula* stand. ICFR Bulletin Series 20/2001, Institute for Commercial Forestry Research, Pietermaritzburg, pp41.
- Carter MC, Dean TJ, Wang Z, Newbold RA, 2006. Impacts of harvesting and postharvest treatments on soil bulk density, soil strength, and early growth of *Pinus taeda* in the Gulf Coastal Plain: a Long-Term Soil Productivity affiliated study. *Canadian Journal of Forest Research*. 36, 601-614.
- Carter MC, Dean TJ, Zhou M, Messina MG, Wang Z, 2002. Short-term changes in soil C, N, and biota following harvesting and regeneration of loblolly pine (*Pinus taeda* L.). *Forest Ecology and Management* 164, 67-88.
- Cerasoli S, Maillard P, Scartazza A, Brugnoli E, Chaves MM, Pereira JS, 2004. Carbon and nitrogen winter storage and remobilisation during seasonal flush growth in two-year-old cork oak (*Quercus suber* L.) saplings. *Annals of Forest Science* 61, 721-729.
- Cobb WR, 2006. Biomass partitioning and nitrogen dynamics of four eastern tree species receiving irrigation and fertilization. Master's Thesis, University of Georgia, 88 p.
- Cole DW, Gessel SP, Dice SF, 1967. Distribution and cycling of nitrogen, phosphorus, potassium, and calcium in a second-growth Douglas fir ecosystem, in Primary productivity and mineral cycling in natural ecosystems, Assoc. Advan. Sci., 13th Ann. Meeting, Orono, Me., 193-197.
- Cole DW, Rapp M, 1980. Elemental cycling in forest ecosystems. A synthesis of the IBP synthesis. In: Reichle DE (Ed.), Dynamic properties of forest ecosystems, Cambridge Univ. Press, 341-409.
- Coleman MD, Friend AL, Kern CC, 2004. Carbon allocation and nitrogen acquisition in a developing *Populus deltoides* plantation. *Tree Physiology* 24, 1347-1357.
- Cornali P, 1999. Ecologie des pinèdes (*Pinus sylvestris*) de la rive sud du lac de Neuchâtel (Suisse). III. Minéralomasse et cycles biogéochimiques des éléments majeurs du groupement. *Bulletin de la société Neuchâteloise des sciences naturelles*. Tome 122, 85-97.
- Crous JW, Morris AR, Scholes MC, 2011. Changes in topsoil, standing litter and tree nutrient content of a *Pinus patula* plantation after phosphorus and potassium fertilization. *European Journal of Forest Research*, 130, 277-292.
- Dambrine E, Vega JA, Taboada T, Rodriguez L, Fernandez C, Macias F, Gras JM, 2000. Bilans d'éléments minéraux dans de petits bassins versants forestiers de Galice (NW Espagne). *Annales des Sciences Forestières* 57 (2000) 23-38.
- Day FP, Monk CD, 1977. Seasonal Nutrient Dynamics in the Vegetation on a Southern Appalachian Watershed. *American Journal of Botany* 64, 1126-1139.
- Derome J, Lindgren M, Merilä P, Beuker E, Nöjd P, 2007. Forest condition monitoring under the UN/UCE and EU programmes in Finland. In: Merilä P, Kilpua T, Derome J (eds) Forest condition monitoring in finland—national report 2002-2005. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 45, 11-20.
- Dice SF, 1970. The biomass and nutrient flux in a second growth Douglas-fir ecosystem (a study in quantitative ecology), Ph.D. Thesis, University of Washington, Seattle.
- Dovey SB, 2005. Above-ground allometry, biomass and nutrient content of *Acacia mearnsii* across four ages and three sites in the Kwazulu-Natal midlands. Master's Thesis, School of Life and Environmental Sciences University of KwaZulu-Natal, Durban, 119 p.
- du Toit B, 2003. Effects of site management operations on the nutrient capital of a eucalypt plantation system in South Africa. *Southern African Forestry Journal* 199, 15-25.
- du Toit, B., Dovey, S.B., Fuller, G.F., Job, R.A., 2004. Effects of harvesting and site management on nutrient pools and stand growth in a South African eucalypt plantation. In: Nambiar, E.K.S., Ranger, J., Tiarks, A., Toma, T. (Eds.), Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: Proceedings of Workshops in Congo July 2001 and China February 2003. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, 31-43.

- Duchesne L, Houle D, 2008. Impact of Nutrient Removal through Harvesting on the Sustainability of the Boreal Forest. *Ecological Applications* 18, 1642-1651.
- Duvigneaud P, 1968. Recherches sur l'écosystème forêt série D : La chênaie-frênaie à coudrier du bois de Wève (Wavreille et Bure) : Contribution n°2 : aperçu sur la biomasse, la productivité et le cycle des éléments biogènes. *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique* 101, 111-127.
- Duvigneaud P, Denayer S, 1984. Net productivity and mineral cycling in the main forest types and tree plantations in Belgium. In: Agren G.I. (Ed.), State and change of forest ecosystems - Indicators in current research, Swed. Univ. Agric. Sci. Dept Ecology and Environmental Research, Report 13, 357-375.
- Egnell G, 2011. Is the productivity decline in Norway spruce following whole-tree harvesting in the final felling in boreal Sweden permanent or temporary? *Forest Ecology and Management* 261, 148-153.
- Egnell G, Valinger E, 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. *Forest Ecology and Management* 177, 65-74.
- Egunjob JK, Bada SO, 1979. Biomass and Nutrient Distribution in Stands of *Pinus caribea* L. in the Dry Forest Zone of Nigeria. *Biotropica* 11, 130-135.
- Eriksson HM, Berden M, Rosen K, Nilsson IS, 1996. Nutrient distribution in a Norway spruce stand after long-term application of ammonium nitrate and superphosphate. *Water Air and Soil Pollution* 92, 451-467.
- Eriksson HM, Rosen K, 1994. Nutrient distribution in a Swedish tree species experiment. *Plant and Soil* 164, 51-59.
- Feger VK, Raspe S, Schmid M, Zöttl HW, 1991. Verteilung der Elementvorräte in einem schlechtwüchsigen 100jährigen Fichtenbestand auf Buntsandstein. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. 110, 248-262.
- Ferran A, Delitti W, Vallejo VR, 2005. Effects of fire recurrence in *Quercus coccifera* L. shrublands of the Valencia Region (Spain), II. Plant and soil nutrients. *Plant Ecology* 177, 71-83.
- Finér L, 1989. Biomass and nutrient cycle in fertilized and unfertilized pine, mixed birch and pine and spruce stands on a drained mire. *Acta Forestalia Fennica* 208, 63.
- Finér L, 1989. Biomass and nutrient cycle in fertilized and unfertilized pine, mixed birch and pine and spruce stands on a drained mire. *Acta Forestalia Fennica*, 208, 63.
- Finér L, 1991. Effect of fertilization on dry mass accumulation and nutrient cycling in Scots pine on an ombrotrophic bog. *Acta Forestalia Fennica* 233, 42.
- Finér L, Mannerkoski H, Piirainen S, Starr M, 2003. Carbon and nitrogen pools in an old-growth, Norway spruce mixed forest in eastern Finland and changes associated with clear-cutting. *Forest Ecology and Management* 174, 51-63.
- Fogel R, 1980. Mycorrhizae and Nutrient Cycling in Natural Forest Ecosystems. *New Phytologist* 86, 199-212.
- Fogel R, Hunt G, 1982. Contribution of mycorrhizae and soil fungi to nutrient cycling in a Douglas-fir ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research*, 13, 219-232.
- Fornes RH, Berglund JV, Leaf AL, 1970. A comparison of the growth and nutrition of *Picea abies* (L) Karst and *Pinus resinosa* Ait. On a K-deficient site subjected to K fertilization. *Plant and Soil* 33, 345-360.
- Foster NW, Morrison IK, 1976. Distribution and cycling of nutrients in a natural *Pinus banksiana* ecosystem. *Ecology* 57, 110-120.
- Fraysse JY, 2008. Optimiser la gestion des peuplements de pin maritime pour un essor industriel durable, La ligniculture et son devenir : Gestion de la fertilisation en fonction de l'exportation de biomasse, Projet Recash, SYLVOGENE, rapport final.
- Freedman B, Morash R, Hanson AJ, 1981. Biomass and nutrient removals by conventional and whole-tree clear-cutting of a red spruce - balsam fir stand in central Nova Scotia. *Canadian Journal of Forest Research* 11, 249-257.
- Freitas R, Schumacher MV, Caldeira MVW, Spathelf P, 2004. Biomass and Nutrient Content in *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden Stand in Sandy Soil in Alegrete, RS. *Biomassa and Energia* 1, 93-104.
- Gelhayed, Ranger J, Bonneau M, 1997. Biomasse et minéralomasse d'un taillis à courte révolution de peuplier Beaupré installé sur un sol acide hors vallée, amélioré par fertilisation. *Annales des Sciences Forestières*. 54, 649-665.
- Green DC, Grigal DF, 1980. Nutrient accumulations in Jack Pine stands on deep and shallow soils over bedrock. *Forest Science* 26, 325-333.
- Hardiyanto EB, Ryantoko A, Anshori S, 2000. Effects of Site Management in *Acacia mangium* Plantations at PT. Musi Hutan Persada, South Sumatra, Indonesia. In : Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia. 41-50.
- Hart PBS, Clinton PW, Allen RB, Nordmeyer AH, Evans G, 2003. Biomass and macro-nutrients (above- and below-ground) in a New Zealand beech (*Nothofagus*) forest ecosystem: implications for carbon storage and sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* 174, 281-294.
- Heilman PE, 1961. Effects of nitrogen fertilization on the growth and nitrogen nutrition of low-site Douglas fir stands, Ph.D Thesis, Univ. of Washington, Seattle.

- Helmisaari H-S, 1995. Nutrient cycling in *Pinus sylvestris* stands in eastern Finland. *Plant and Soil* 168-169, 327-336.
- Helmisaari H-S, Kukkola M, Luiro J, Saarsalmi A, Smolander A, Tamminen P, 2009. Hakkuutähteen korjuu—muuttuuko typen saataavuus ? *Metsätieteen aikakauskirja* 1, 57-62.
- Himes AJ, 2012. Risk to Long-term Site Productivity Due to Whole-tree Harvesting in The Coastal Pacific Northwest. Master of Science, University of Washington, 56 p.
- Holmen H, 1964. Forest ecological studies on drained peat land in the province of Uppsala, Sweden. Parts I-III, *Stud. For. Suec.*, Nr. 16, Skogshogskolan, Stockholm.
- Homann PS, Van Miegroet H, Cole DW, Wolfe GV, 1992. Cation Distribution, Cycling, and Removal from Mineral Soil in Douglas-Fir and Red Alder. *Biogeochemistry* 16, 121-150.
- Hopmans P, Elms S, 2009. Changes in total carbon and nutrients in soil profiles and accumulation in biomass after a 30-year rotation of *Pinus radiata* on podzolized sands: Impacts of intensive harvesting on soil resources. *Forest Ecology and Management* 258, 2183-2193.
- Ingerslev M, 1999. Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized norway spruce (*Picea abies*) plantation Part I. Nutrient concentrations. *Forest Ecology and Management* 119, 13-20.
- Ingerslev M, Hallbäck L, 1999. Above ground biomass and nutrient distribution in a limed and fertilized norway spruce (*Picea abies*) plantation Part II. Accumulation of biomass and nutrients. *Forest Ecology and Management* 119, 21-38.
- Jacquemin A, Tsiourlis GM, 1994. Cycle biologique des éléments biogènes de peupleraies (*Populus cv. robusta*) d'âges différents (Hainaut, Belgique). *Belgian Journal of Botany* 127, 145-156.
- Johnson DW, Cole DW, Bledsoe CS, Cromack K, Edmonds RL, Gessel, SP, Grier CC, Richards BN, Vogt KA, 1982b. Nutrient Cycling in Forests of the Pacific Northwest. In: Edmonds RL (Ed), *Analysis of coniferous forest ecosystems in the Western United States*, Academic Press, 186-232.
- Johnson DW, Hungate BA, Dijkstra P, Hymus G, Hinkle CR, Stiling P, Drake BG, 2003. The Effects of Elevated CO₂ on Nutrient Distribution in a Fire-Adapted Scrub Oak Forest. *Ecological Applications* 13, 1388-1399.
- Johnson DW, Lindberg SE, 1992. Atmospheric deposition and forest nutrient cycling. Volume 91. Springer-Verlag, New York.
- Johnson DW, Todd DE, 1987. Nutrient export by leaching and whole-tree harvesting in a loblolly pine and mixed oak forest. *Plant and Soil* 102, 99-109.
- Johnson DW, Van Miegroet H, Lindberg SE, Todd DE, Harrison RB, 1991. Nutrient cycling in red spruce forests of the Great Smoky Mountains. *Canadian Journal of Forest Science*. 21, 769-787.
- Johnson DW, West DC, Todd DE, Mann LK, 1982a. Effects of Sawlog vs. Whole-Tree Harvesting on the Nitrogen, Phosphorus, Potassium, and Calcium Budgets of an Upland Mixed Oak Forest. *Soil Science Society of America Journal* 46, 1304-1309.
- Johnson FL, Risser PG, 1974. Biomass, Annual Net Primary Production, and Dynamics of Six Mineral Elements in a Post Oak-Blackjack Oak Forest. *Ecology* 55, 1246-1258.
- Jokela EJ, Shannon CA, White EH, 1980. Biomass and nutrient equations for mature *Betula papyrifera* Marsh. *Canadian Journal of Forest Research* 11, 298-304.
- Kadeba O, Aduayi EA, 1986. Dry Matter Production and Nutrient Distribution in a *Pinus caribaea* Stand Planted in a Subhumid Tropical Savanna Site. *Oikos* 46, 237-242.
- Kazimirov NI, Morozova RN, 1973. Biological cycling of organic matter in spruce forests of Karelia, Nauka, Leningrad Branch. Acad. Sci.
- Keay J, Turton AG, Campbell NA, 1968. Some effects of nitrogen and phosphorus fertilization of *Pinus pinaster* in Western Australia. *Forest Science* 14, 408-417.
- Khlifa R, 2011. Etablissement de modèles estimant les biomasses et les minéralomasses exportées lors des récoltes de souches de Pin maritime. Stage Master 2, Université de Bordeaux 1, 27.
- Kimmins JP, Krumlik GJ, 1976. On the question of nutrient losses accompanying whole-tree harvesting. In: IUFRO Oslo Biomass Studies. University of Maine Press, Orono, ME. 41-53.
- Kreutzer G, 1976. Effect on growth in the next rotation of the harvesting of a larger part of the forest biomass, Symposium IUFRO, FAO/CEC/DIT, On the harvesting of a layer part of the forest biomass, Hyvinkää, Finlande 78-91.
- Kubin E, 1977. The effect of clear-cutting upon the nutrient status of a spruce forest in northern Finland (64° 28' N). *Acta Forestalia Fennica* 155, 1-40.
- Kubin E, 1983. Nutrients in the soil, ground vegetation and tree layer in an old spruce forest in northern Finland. *Annales Botanici Fennici* 20, 361-390.
- Kumar BM, George SJ, Jamaludheen V, Suresh TK, 1998. Comparison of biomass production, tree allometry and nutrient use efficiency of multipurpose trees grown in woodlot and silvopastoral experiments in Kerala, India. *Forest Ecology and Management* 112, 145-163.

- Laclau J-P, Bouillet J-P, Ranger J, 2000. Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of Eucalyptus in Congo. *Forest Ecology and Management* 128, 181-196.
- Laclau J-P, Ranger J, Deleporte P, Nouvellon Y, Saint-Andre´ L, Marlet S, Bouillet J-P, 2005. Nutrient cycling in a clonal stand of Eucalyptus and an adjacent savanna ecosystem in Congo 3. Input-output budgets and consequences for the sustainability of the plantations. *Forest Ecology and Management* 210, 375-391.
- Laiho R. 1997. Plant biomass dynamics in drained pine mires in southern Finland, implications for carbon and nutrient balance. *Finnish Forest Research Institute Research Paper* 631.
- Lehtonen I, 1978. Ravinteiden kierto eräässä männikässä: IV fytomassan ja ravinteiden määrä. Nutrient cycle in a Scots pine stand: IV The amount of phytomass and nutrients (Summary in English). *Silva Fennica* 12, 47-55.
- Lemoine B, Ranger J, Gelpe J, 1988. Distributions qualitative et quantitative des éléments nutritifs dans un jeune peuplement de Pin maritime (Pinus pinaster Ait). *Annales des Sciences Forestières* 45, 95-116.
- Leonardi S, Rapp M, Failla M, Komaromy E, 1992. Biomasse, minéralomasse, productivité et gestion de certains éléments biogènes dans une forêt de Quercus suber L. en Sicile (Italie). *Ecologia Mediterranea, revue d'écologie terrestre et limnique*, Université d'Aix-Marseille III, Tome XVIII, 89-98.
- Leonardi S, Santa Regina I, Rapp M, Gallego HA, Rico M, 1996. Biomass, litterfall and nutrient content in Castanea sativa coppice stands of southern Europe. *Annales des Sciences Forestières*. 53, 1071-1081.
- Li Q, Allen HL, Wilson CA, 2003. Nitrogen mineralization dynamics following the establishment of a loblolly pine plantation. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 364-374.
- Little SN, Shainsky LJ, Distribution of Biomass and Nutrients in Lodgepole Pine/Bitterbrush Ecosystems in Central Oregon. Pacific Northwest Research Station, Research Paper PNW-RP-454, September 1992.
- Liu W, Fox JED, Xu Z, 2002. Biomass and nutrient accumulation in montane evergreen broad-leaved forest (Lithocarpus xylocarpus type) in Ailo Mountains, SW China. *Forest Ecology and Management* 158, 223-235.
- Liu X, Xu H, Berninger F, Luukkanen O, Li C, 2004. Nutrient distribution in Picea likiangensis trees growing in a plantation in West Sichuan, Southwest China. *Silva Fennica* 38, 235-242.
- Lockaby BG, Adams JC, 1986. Dry Weight and Nutrient Content of Fuelwood Biomass from Loblolly Pine Stands in North Louisiana. *Forest Science* 32, 3-9.
- Lodhiyal LS, Singh RP, Singh SP, 1995a. Structure and Function of an Age Series of Poplar Plantations in Central Himalaya : I Dry Matter Dynamics. *Annals of Botany* 76, 191-199.
- Lodhiyal LS, Singh RP, Singh SP, 1995b. Structure and Function of an Age Series of Poplar Plantations in Central Himalaya : II Nutrient Dynamics. *Annals of Botany* 76, 201-210.
- Madgwick HAI, Beets P, Gallacher S, 1981. Dry matter accumulation, nutrient and energy content of the above ground portion of 4-year-old stands of Eucalyptus nitens and E. fastigata. *New Zealand Journal of Forestry Science* 11, 53-59.
- Madgwick HAI, Oliver G, Holten-Anderson P, 1982. Above-ground biomass, nutrients, and energy content of trees in a second-growth stand of Agathis australis. *New Zealand Journal of Forestry Science* 12, 3-6.
- Madgwick HAI, Webber B, 1987. Nutrient removal in harvesting mature Pinus radiata. N. Z. Forestry November 1987.
- Malkönen E, 1972. Hakkuutahteiden talteenoton vaikutus männikön ravinnevaroihin. (Summary in English: Effect of harvesting logging residues on the nutrient status of Scots pine stands). *Folia Forestalia*. 157, 14.
- Malkönen E, 1973. Effect of complete tree utilization on the nutrient reserves of forest soils, in IUFRO biomass Studies, Univ. of Maine, Orono, 1973.
- Malkönen E, 1974. Annual primary production and nutrient cycle in some Scots pine stands, Metsantutkimuslaitoksen Julkaisuja, Helsinki 84, 5.
- Malkönen E, 1977. Annual primary production and nutrient cycle in a birch stand. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae*. 95, 1-35.
- Malkönen E, Saarsalmi A, 1982. Hieskoivikon biomassatuotos jaravinteiden menetys kokopuunkorjuussa. English summary: biomass production and nutrient removal in whole tree harvesting of birch stands. *Folia Forestalia* 534, 17.
- Mann LK, Johnson DW, West DC, Cole DW, Hornbeck JW, Martin CW, Riekerk H, Smith CT, Swank WT, Tritton LM, Van Lear DH, 1988. Effects of Whole-Tree and Stem-Only Clearcutting on Postharvest Hydrologic Losses, Nutrient Capital, and Regrowth. *Forest Science* 34, 412-428.
- Marchenko AI, Karlov YM, 1962. Mineral exchange in spruce forests of the northern taiga and the forest-tundra of the Arkhangel'sk province, Pochvovedenie 7.
- Meiwes K.J, 1991. Cited by Khanna PK, Ulrich B, Ecochemistry of temperate deciduous forests, in: Röhring E, Ulrich B (Eds.), Ecosystems of the world 7. Temperate deciduous forests, Elsevier, Amsterdam - London - New York - Tokyo.
- Merino A, Balboa MA, Rodriguez Soalleiro R, Alvarez Gonzalez JG, 2005. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *Forest Ecology and Management* 207, 325-339.
- Mitchell AK, Barclay HJ, Brix H, Pollard DFW, Benton R, deJong R, 1996. Biomass and nutrient element dynamics in Douglas-fir: effects of thinning and nitrogen fertilization over 18 years. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 376-388.

- Mo J, Brown S, Lenart M, Kong G, 1995. Nutrient Dynamics of a Human-Impacted Pine Forest in a MAB Reserve of Subtropical China. *Biotropica* 27, 290-304.
- Montero G., Ortega C., Cañellas I., and Bachiller A., 1999. Productividad aérea y dinamica de nutrientes en una repoblacion de Pinus pinaster Ait. Sometida a distintos regimenes de claras. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales* Special issue 1, 175-206.
- Morrison IK, 2003. Biomass growth and element uptake by young trembling aspen in relation to site treatments in Northern Ontario, Canada. *Biomass and Bioenergy* 24, 351 - 363.
- Morrison IK, Foster NW, 1979. Biomass and element removal by complete-tree harvesting of medium rotation forest stands. In: Proceedings: Impacts of Intensive Harvesting of Forest Nutrient Cycling. State University of New York, College of Environmental Science and Forestry, Syracuse, NY, 111-129.
- Neiryneck J, Maddelein D, de Keersmaecker L, Lust N, Muys B, 1998. Biomass and nutrient cycling of a highly productive Corsican pine stand on former heathland in northern Belgium. *Annales des Sciences Forestières* 55, 389-405.
- Nguyen-The N, Fauconnier T, Deleuze C, Bouvet A, 2001. Bilan des éléments minéraux des plantations clonales d'eucalyptus du sud de la France. Rapport final convention DERF-AFOCEL n°01.40.03/99, pp 1-19.
- Nihlgard B, 1972. Plant biomass, primary production and distribution of chemical elements in a beech and a planted forest in south Sweden, *Oikos* 23, 69-81.
- Nihlgard B, Lindgren L, 1977. Plant biomass, primary production, and bioelements of three mature beech forests in south Sweden, *Oikos* 28, 95-104.
- Nilsson L-O, Wiklund K, 1995. Nutrient balance and P, K, Ca, Mg, S and B accumulation in a Norway spruce stand following ammonium sulphate application, fertigation, irrigation, drought and N-free-fertilisation. *Plant and Soil* 168-169, 437-446.
- Nord-Larsen T, 2002. Stand and site productivity response following whole-tree harvesting in early thinnings of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Biomass and Bioenergy* 23, 1-12.
- Nwoboshi LC, 1984. Growth and Nutrient Requirements in a Teak Plantation Age Series in Nigeria. II. Nutrient Accumulation and Minimum Annual Requirements. *Forest Science* 30, 35-40.
- Nykvist N, 1971. The effect of clearfelling on the distribution of biomass and nutrients. *Ecological Bulletin* 14, 166-178.
- Nykvist N, 1974. Växtnäringsförluster vid helträdsutnyttjande. En sammanställning av undersökningar i gran- och tallbestånd. Swedish University of Agricultural Sciences. Research Notes 76, 74-90.
- Nys C, Ranger D, Ranger J, 1983. Etude comparative de deux écosystèmes forestiers feuillus et résineux des Ardennes primaires françaises III. - Minéralomasse et cycle biologique. *Annales des Sciences Forestières*. 40, 41-66.
- Nzila JD, Bouillet J-P, Laclau JP, Ranger J, 2002. The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in Eucalyptus plantations in the Congo. *Forest Ecology and Management* 171, 209-221.
- Olsson BA, Bengtsson J, Lundkvist H, 1996b. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management* 84, 135-147.
- Olsson BA, Staaf H, Lundkvist H, Bengtsson J, Rosén K, 1996a. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82, 19-32.
- Oren R, Schulze E-D, Werk KS, Meyer J, 1988c. Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline VII. Nutrient relations and growth. *Oecologia* 77, 163-173.
- Oren R, Schulze E-D, Werk KS, Meyer J, Schneider BU, Heilmeyer H, 1988a. Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline I. Carbon relations and stand growth. *Oecologia* 75, 25-37.
- Oren R, Werk KS, Schulze E-D, Meyer J, Schneider BU, Schramel P, 1988b. Performance of two *Picea abies* (L.) Karst. stands at different stages of decline VI. Nutrient concentration. *Oecologia* 77, 151-162.
- Orman HR, Will GM, 1960. The nutrient content of *Pinus radiata* trees. *New Zealand Journal of Science* 3, 510-522.
- Ovington JD, 1959. The circulation of minerals in plantations of *Pinus sylvestris* L., *Annals of Botany* 23, 229-239.
- Ovington JD, 1962. Quantitative ecology and the woodland ecosystem concept, *Advances in Ecological Research*. 1, 103-192.
- Ovington JD, Madgwick HAI, 1959a. The growth and composition of natural stands of birch. 1. Dry-matter production. *Plant and Soil* 10, 271-283.
- Ovington JD, Madgwick HAI, 1959b. The growth and composition of natural stands of birch. 2. The uptake of mineral nutrients. *Plant and Soil* 10, 389-400.
- Ovington JD, Madgwick HAI, 1959c. Distribution of organic matter and plant nutrients in a plantation of Scots pine. *Forest Science* 5, 344-355.
- Paavilainen E, 1980. Effect of fertilization on plant biomass and nutrient cycle on a drained dwarf shrub pine swamp. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 98,1-71.

- Palviainen M, Finér L, 2012. Estimation of nutrient removals in stem-only and whole-tree harvesting of Scots pine, Norway spruce, and birch stands with generalized nutrient equations. *European Journal of Forest Research* 131, 945-964.
- Parrotta JA, 1999. Productivity, nutrient cycling, and succession in single- and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 124, 45-77.
- Patric JH, Smith DW, 1975. Forest management and nutrient cycling in eastern hardwoods. Res. Pap. NE-324. USDA For. Serv., Northeast For. Exp. Stn., Upper Darby, PA, 12.
- Pauley EF, Nodvin SC, Nicholas NS, Rose AK, Coffey TB, 1996. Vegetation, Biomass, and Nitrogen Pools in a Spruce-Fir Forest of the Great Smoky Mountains National Park. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 123, 318-329.
- Perala DA, Alban DH, 1982. Biomass, nutrient distribution and litterfall in *Populus*, *Pinus* and *Picea* stands on two different soils in Minnesota. *Plant and Soil* 64, 177-192.
- Pereira JC, Caldeira MVW, Schumacher MV, Boppe JM, dos Santos EM, 2000. Estimativa do conteúdo de nutrientes em um povoamento de *Acacia meamei* De Wild. no Rio Grande do sul, Brasil. *Revista Arvore*. 24, 193-199.
- Pereira JC, Schumacher MV, Boppe JM, Caldeira MVW, dos Santos EM, 1997. Produção de biomassa em um povoamento de *Acacia meamei* De Wild. no estado do Rio Grande do sul. *Revista Arvore* 21, 521-526.
- Peri PL, Gargaglione V, Martinez Pastur G, 2006. Dynamics of above- and below-ground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of *Nothofagus antarctica* forest of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management* 233, 85-99.
- Ponette Q, Ranger J, Ottorini J-M, Ulrich E, 2001. Aboveground biomass and nutrient content of five Douglas-fir stands in France. *Forest Ecology and Management* 142, 109-127
- Popovic B, Burgdorf H, 1964. Uptagningen av växtnäring efter gödsling av ett tallbestånd i Lappland. Department of Forest Ecology. Research Notes 4, 15.
- Powers RF, Scott DA, Sanchez FG, Voldseth RA, Page-Dumroese D, Elioff JD, Stone DM, 2005. The North American long-term soil productivity experiment: Findings from the first decade of research. *Forest Ecology and Management* 220, 31-50.
- Ranger J, 1981. Etude de la minéralomasse et du cycle biologique dans deux peuplements de *Pin laricio* de Corse, dont l'un a été fertilisé à la plantation. *Annales des Sciences Forestières* 38, 127-158.
- Ranger J, Colin-Belgrand M, 1996. Nutrient dynamics of chestnut tree (*Castanea sativa* Mill.) coppice stands. *Forest Ecology and Management* 86, 259-277.
- Ranger J, Cuirin G, Bouchon J, Colin M, Gelhaye D, Mohamed Ahamed D, 1992. Biomasse et minéralomasse d'une plantation d'épicéa commun (*Picea abies* Karst) de forte production dans les Vosges (France). *Annales des Sciences Forestières* 49, 651-668.
- Ranger J, Félix C, Bouchon J, Nys C, Ravart M, 1990. Dynamique d'incorporation du carbone et des éléments nutritifs dans un taillis simple de châtaignier (*Castanea sativa* Miller) *Annales des Sciences Forestières* 47, 413-433.
- Ranger J, Gelhaye D, 2001. Belowground biomass and nutrient content in a 47-year-old Douglas-fir plantation. *Annals of Forest Science* 58, 423-430.
- Ranger J, Gelhaye D, 2006. Effet de l'essence forestière sur le fonctionnement biogéochimique et biologique d'un écosystème forestier, Présentation du site expérimental de la forêt de Breuil-Chenue. INRA Centre de Nancy, Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, 51.
- Ranger J, Marques R, Colin-Belgrand M, 1997. Nutrient dynamics during the development of a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Mirb.) stand. *Acta Oecologica* 18, 73-90.
- Ranger J, Marques R, Colin-Belgrand M, Flammang N, Gelhaye D, 1995. The dynamics of biomass and nutrient accumulation in a Douglasfir (*Pseudotsuga menziesii* France) stand studied using a chronosequence approach. *Forest Ecology and Management* 72, 167-183.
- Ranger J, Mohamed Ahamed D, Gelhaye D, 1994. Effet d'un amendement calco-magnésien associé ou non à une fertilisation, sur le cycle biogéochimique des éléments nutritifs dans une plantation d'épicéa commun (*Picea abies* Karst) déperissante dans les Vosges. *Annales des Sciences Forestières* 51, 455-475.
- Ranger J, Nys C, 1996. Biomass and nutrient content of extensively and intensively managed coppice stands. *Forestry* 69, 91-110.
- Rapp M, Ed Derfouli F, Blanchard A, 1992. Productivity and Nutrient Uptake in a Holm Oak (*Quercus ilex* L.) Stand and during Regeneration after Clearcut. *Vegetatio* 99/100, 263-272.
- Rapp M, Santa Regina I, Rico M, Gallego HA, 1999. Biomass, nutrient content, litterfall and nutrient return to the soil in Mediterranean oak forests. *Forest Ecology and Management* 119, 39-49.
- Reynolds B, Wood MJ, Truscott AM, Brittain SA, Williams DL, 2000. Cycling of nutrient base cations in a twelve year old Sitka spruce plantation in upland mid-Wales. *Hydrology and Earth System Sciences* 4, 311-321.
- Rochow JJ, 1975. Mineral Nutrient Pool and Cycling in a Missouri Forest. *Journal of Ecology* 63, 985-994.

- Rodin LE, Bazilevich NI, 1967. Production and Mineral Cycling in Terrestrial Vegetation, Oliver and Boyd (Eds.), Edinburgh and London, 288.
- Rodriguez Soalleiro R, Balboa Murias M, Alvarez Gonzalez JG, Merino Garcia A, 2007. Evaluation through a simulation model of nutrient exports in fast-growing southern European pine stands in relation to thinning intensity and harvesting operations. *Annals of Forest Science* 64, 375-384.
- Rosén K, 1982. Supply, loss and distribution of nutrients in three coniferous forests watersheds in central Sweden, Ph.D. Thesis, Univ. Uppsala, Sweden.
- Rutkowski DR, Stottlemeyer R, 1993. Composition, Biomass and Nutrient Distribution in Mature Northern Hardwood and Boreal Forest Stands, Michigan. *American Midland Naturalist* 130, 13-30.
- Rytter L, 2002. Nutrient content in stems of hybrid aspen as affected by tree age and tree size, and nutrient removal with harvest. *Biomass and Bioenergy* 23, 13-25.
- Safou-Matondo R, Deleporte P, Laclau J-P, Bouillet J-P, 2005. Hybrid and clonal variability of nutrient content and nutrient use efficiency in Eucalyptus stands in Congo. *Forest Ecology and Management* 210, 193-204.
- Salazar S, Sanchez LE, Galindo P, Santa-Regina I, 2010. Above-ground tree biomass equations and nutrient pools for a paraclimax chestnut stand and for a climax oak stand in the Sierra de Francia Mountains, Salamanca, Spain. *Scientific Research and Essays* 5, 1294-1301.
- Sankaran KV, Chacko KC, Pandalai RC, Kallarackal J, Somen CK, Sharma JK, Balagopalan M, Balasundaran M, Kumaraswamy S, Sankar S, Gilkes RJ, Grove TS, Mendham D, O'Connell AM, 2000. Effects of Site Management on Eucalyptus Plantations in the Monsoonal Tropics - Kerala, India. In : Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia, 51-60.
- Santa Regina I, 2000a. Organic matter distribution and nutrient fluxes within a sweet chestnut (*Castanea sativa* Mill.) stand of the Sierra de Gata, Spain. *Annals of Forest Science* 57, 691-700.
- Santa Regina I, 2000b. Biomass estimation and nutrient pools in four *Quercus pyrenaica* in Sierra de Gata Mountains, Salamanca, Spain. *Forest Ecology and Management* 132, 127-141.
- Santa Regina I, Tarazona T, 1999. Organic matter dynamics in beech and pine stands of mountainous Mediterranean climate area. *Annals of Forest Science*. 56, 667-677.
- Santa Regina I, Tarazona T, 2001. Organic matter and nitrogen dynamics in a mature forest of common beech in the Sierra de la Demanda, Spain. *Annals of Forest Science*. 58, 301-314.
- Santa Regina I, Tarazona T, Calvo R, 1997. Aboveground biomass in a beech forest and a Scots pine plantation in the Sierra de la Demanda area of northern Spain. *Annals of Forest Science*. 54, 261-269.
- Saur E, Ranger J, Lemoine B, Gelpe J, 1992. Micronutrient distribution in 16-year-old maritime pine. *Tree Physiology* 10, 307-316.
- Scarascia-Mugnozza G, Bauer GA, Persson H, Matteucci G, Masci A, 2000. Tree Biomass, Growth and nutrient pools. In: Schulze (Ed.), Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems, Ecological Studies, Springer Verlag, Heidelberg.
- Sicard C, Saint-Andre L, Gelhaye D, Ranger J, 2006. Effect of initial fertilisation on biomass and nutrient content of Norway spruce and Douglas-fir plantations at the same site. *Trees* 20, 229-246.
- Simpson JA, Xu ZH, Smith T, Keay P, Osborne DO, Podberscek M, 2000. Effects of Site Management in Pine Plantations on the Coastal Lowlands of Subtropical Queensland, Australia. In: Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia, 73-82.
- Stupak I, Nordfjell T, Gundersen P, 2008. Comparing biomass and nutrient removals of stems and fresh and predried whole trees in thinnings in two Norway spruce experiments. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 2660-2673.
- Svoboda M, Matejka K, Kopacek J, 2006. Biomass and element pools of selected spruce trees in the catchments of Plešné and Čertovo Lakes in the Šumava Mts. *Journal of Forest Science* 52, 482-495.
- Swamy SL, Kushwaha SK, Puri S, 2004. Tree growth, biomass, allometry and nutrient distribution in *Gmelina arborea* stands grown in red lateritic soils of Central India. *Biomass and Bioenergy* 26, 305-317.
- Swamy SL, Puri S, Singh AK, 2003. Growth, biomass, carbon storage and nutrient distribution in *Gmelina arborea* Roxb. stands on red lateritic soils in central India. *Bioresource Technology* 90, 109-126.
- Switzer GL, Nelson LE, 1973. Maintenance of productivity under short rotation. In: Proceedings of the International Symposium on Forest Fertilization. FAO/IUFRO, Paris, 365-390.
- Switzer GL, Nelson LE, Hinesley LE, 1978. Effects of utilization on nutrient regimes and site productivity. In: McMillin CW (Ed), Complete tree utilization of southern Pine, Forest Products Research Society, Madison, Wisc., 484.
- Tamm CO, 1969. Site damage by thinning due to removal of organic matter and plant nutrients. Thinning and mechanization. IUFRO meeting, Stockholm, Sweden, pp 175-179.

- Tamm CO, 1974. Experiments to analyse the behaviour of young spruce forests at different nutrient levels. Paper at first Int. Cong. Ecology, The Hague.
- Tamm CO, Aronsson A, Popovic B, Flower-Ellis J, 1999. Optimum nutrition and nitrogen saturation in Scots pine stands. *Studia Forestalia Suecica*, N° 206, Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forestry, Uppsala, Sweden, 126.
- Tamm CO, Carbonnier C, 1961. Vaxtnaringer som skoglig produktionsfaktor. *Skogs. och Lantbruksakademiens sammantrade tidskrift*, 100, 95-124.
- Tamminen P, Saarsalmi A, Kukkola M, 2012. Amount of boron in Norway spruce stands in eastern Finland. *Forest Ecology and Management* 269, 92-98.
- Tandon VN, Pande MC, Singh R, 1988. Biomass estimation and distribution of nutrients in five different aged Eucalyptus grandis plantation ecosystems in Kerala state. *Indian Forester* 4, 184-199.
- Tew DT, Morris LA, Allen HL, Wells CG, 1986. Estimates of nutrient removal, displacement and loss resulting from harvest and site preparation of a Pinus taeda plantation in the piedmont of North Carolina. *Forest Ecology and Management* 15, 257-267.
- Thiffault E, Bélanger N, Paré D, Hendershot WH, Munson A, 2007. Investigating the soil acid-base status in managed boreal forests using the SAFE model. *Ecological Modelling* 206, 301-321.
- Titus BD, Roberts BA, Deering KW, 1998. Nutrient removals with harvesting and by deep percolation from white birch (*Betula papyrifera* [Marsh.]) sites in central Newfoundland. *Canadian Journal of Soil Science* 78, 127-137.
- Trettin CC, Jurgensen MF, Gale MR, McLaughlin JW, 2011. Recovery of carbon and nutrient pools in a northern forested wetland 11 years after harvesting and site preparation. *Forest Ecology and Management* 262, 1826-1833.
- Tritton LM, Martin CW, Hornbeck JW, Pierce RS, 1987. Biomass and Nutrient Removals from Commercial Thinning and Whole-Tree Clearcutting of Central Hardwoods. *Environmental Management* 11, 659-666.
- Turner J, 1981. Nutrient Cycling in an Age Sequence of Western Washington Douglas-fir Stands. *Annals of Botany* 48, 159-169.
- Turner J, Cole DW, Gessel SP, 1976. Mineral Nutrient Accumulation and Cycling in a Stand of Red Alder (*Alnus Rubra*). *Journal of Ecology* 64, 965-974.
- Turner J, Singer MJ, 1976. Nutrient Distribution and Cycling in a Sub-Alpine Coniferous Forest Ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 13, 295-301.
- Ukonmaanaho L, Merilä P, Nöjd P, Nieminen TM, 2008. Litterfall production and nutrient return to the forest floor in Scots pine and Norway spruce stands in Finland. *Boreal Environment Research* 13(suppl. B), 67-91.
- Ulrich B, Mayer R, Matzner E, 1986. Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingprojektes, Ellenberg H., Mayer R., Schaueremann J. (Eds.), Ulmer, Stuttgart, 375-415.
- Uri V, Vares A, Tullus H, Kanal A, 2007. Above-ground biomass production and nutrient accumulation in young stands of silver birch on abandoned agricultural land. *Biomass and Bioenergy* 31, 195-204.
- Van Lear DH, Waide JB, Teuke MJ, 1984. Biomass and Nutrient Content of a 41-Year-Old Loblolly Pine (*Pinus taeda* L.) Plantation on a Poor Site in South Carolina. *Forest Science* 30, 395-404.
- Vose J, Swank WT, 1993. Site preparation burning to improve southern Appalachian pine-hardwood stands: aboveground biomass, forest floor mass, and nitrogen and carbon pools. *Canadian Journal of Forest Research*, 23, 2255-2262.
- Wang JR, Letchford T, Comeau P, Kimmins JP, 2000. Above- and below-ground biomass and nutrient distribution of a paper birch and subalpine fir mixed-species stand in the Sub-Boreal Spruce zone of British Columbia. *Forest Ecology and Management* 130, 17-26.
- Wang JR, Zhong AL, Comeau P, Tsze M, Kimmins JP, 1995. Aboveground biomass and nutrient accumulation in an age sequence of aspen (*Populus tremuloides*) stands in the Boreal White and Black Spruce Zone, British Columbia. *Forest Ecology and Management* 78, 127-138.
- Webber B, Madgwick HAI, 1983. Biomass and nutrient content of a 29-year-old *Pinus radiata* stand. *New Zealand Journal of Forestry Science* 13, 222-228.
- Webber BD, 1977. Biomass and nutrient distribution patterns in a young *Pseudotsuga menziesii* ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research* 7, 326-334.
- Weetman GF, Webber B, 1972. The influence of wood harvesting on the nutrient status of two spruce stands *Canadian Journal of Forest Research* 2, 351-369.
- Wells CG, Jorgensen JR, 1975. Nutrient cycling in loblolly pine plantations. In: Forest soils and forest land management (Ed. by B. Bernier and C. H. Winget): Proceedings Fourth North American Forest Soils Conference, Laval University, Québec, 137-158.
- Will GM, 1968. The uptake, cycling, and removal of mineral nutrients by crops of *Pinus radiata*. *Proceedings of the New Zealand Ecological Society* 15, 20-24.
- Williams CO, 1927. South African Tanning Materials, (Part I), (The Black Wattle). *Science Bulletin*. 63, Cedara, 1-72.

- Wright TW, Will GM, 1958. The nutrient content of Scots and Corsican Pines growing on sand dunes. *Forestry* 31, 13-25.
- Yanai RD, 1998. The effect of whole-tree harvest on phosphorus cycling in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 104, 281-295.
- Yang H, Wang S, Zhang J, Fan B, Zhang W, 2011. Biomass and nutrients of Pinus massoniana plantations in southern China: Simulations for different managing practices. *Journal of Food, Agriculture and Environment* 9, 689-693.

5.2.2. Références sur les effets de la récolte des rémanents sur la fertilité chimique et biologique des sols

- Arocena JM, 2000. Cations in solution from forest soils subjected to forest floor removal and compaction treatments. *Forest Ecology and Management* 133, 71-80.
- Battigelli JP, Spence JR, Langor DW, Berch SM, 2004. Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. *Canadian Journal of Forest Research* 34, 1136-1149.
- Bélanger N, Paré D, Yamasaki SH, 2003. The soil acid-base status of boreal black spruce stands after whole-tree and stem-only harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 1874-1879.
- Belleau A, Brais S, Paré D, 2006. Soil Nutrient Dynamics after Harvesting and Slash Treatments in Boreal Aspen Stands. *Soil Science Society of America Journal* 70, 1189-1199.
- 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. *Applied Soil Ecology* 9, 137-143.
- Bengtsson J, Persson T, Lundkvist H, 1997. Long-Term Effects of Logging Residue Addition and Removal on Macroarthropods and Enchytraeids. *Journal of Applied Ecology* 34, 1014-1022.
- Bird S, Coulson RN, Crossley Jr. DA, 2000. Impacts of silvicultural practices on soil and litter arthropod diversity in a Texas pine plantation. *Forest Ecology and Management* 131, 65-80.
- Blumfield TJ, Xu ZH, 2003. Impact of harvest residues on soil mineral nitrogen dynamics following clearfall harvesting of a hoop pine plantation in subtropical Australia. *Forest Ecology and Management* 179, 55-67.
- Bouillet J-P, Nzila JD, Laclau JP, Ranger J, 2000. Effects of Site Management on Eucalyptus Plantations in the Equatorial Zone, on the Coastal Plains of the Congo. In: Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia. 11-20.
- Brandtberg P-O, Olsson BA, 2012. Changes in the effects of whole-tree harvesting on soil chemistry during 10 years of stand development. *Forest Ecology and Management* 277, 150-162.
- Butnor JR, Johnsen KH, Sanchez FG, 2006. Whole-tree and forest floor removal from a loblolly pine plantation have no effect on forest floor CO₂ efflux 10 years after harvest. *Forest Ecology and Management* 227, 89-95.
- Carter MC, Dean TJ, Wang Z, Newbold RA, 2006. Impacts of harvesting and postharvest treatments on soil bulk density, soil strength, and early growth of Pinus taeda in the Gulf Coastal Plain: a Long-Term Soil Productivity affiliated study. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 601-614.
- Carter MC, Dean TJ, Zhou M, Messina MG, Wang Z, 2002. Short-term changes in soil C, N, and biota following harvesting and regeneration of loblolly pine (Pinus taeda L.). *Forest Ecology and Management* 164, 67-88.
- Chen CR, Xu ZH, 2005. Soil carbon and nitrogen pools and microbial properties in a 6-year-old slash pine plantation of subtropical Australia: impacts of harvest residue management. *Forest Ecology and Management* 206, 237-247.
- Devine WD, Footen PW, Strahm BD, Harrison RB, Terry TA, Harrington TB, 2012. Nitrogen leaching following whole-tree and bole-only harvests on two contrasting Pacific Northwest sites. *Forest Ecology and Management* 267, 7-17.
- Duchesne L, Houle D, 2006. Base cation cycling in a pristine watershed of the Canadian boreal forest. *Biogeochemistry* 78, 195-216.
- Duchesne L, Houle D, 2008. Impact of nutrient removal through harvesting on the sustainability of the boreal forest. *Ecological Applications* 18, 1642-1651.
- Edeso JM, Merino A, Gonzalez MJ, Marauri P, 1999. Soil erosion under different harvesting managements in steep forestlands from northern Spain. *Land Degradation and Development* 10, 79-88.
- Flaming BL, 2001. Effects of harvest intensity and organic matter removal on nitrogen availability and leaching at a high productivity coastal Douglas-fir site. Master's Thesis, University of Washington, 131.
- Fleming RL, Laporte MF, Hogan GD, Hazlett PW, 2006a. Effects of harvesting and soil disturbance on soil CO₂ efflux from a jack pine forest. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 589-600.
- Gonçalves JLM, Serrano MIP, Mendes KCF, Gava JL, 2000. Effects of Site Management in a Eucalyptus grandis Plantation in the Humid Tropics: Sao Paulo, Brazil. In: Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia. 3-9.
- Han S-K, Han H-S, Page-Dumroese DS, Johnson LR, 2009. Soil compaction associated with cut-to-length and whole-tree harvesting of a coniferous forest. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 976-989.

- Hardiyanto EB, Ryantoko A, Anshori S, 2000. Effects of Site Management in Acacia mangium Plantations at PT. Musi Hutan Persada, South Sumatra, Indonesia. In: Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia, 41-50.
- Harrington TB, Schoenholtz SH, 2010. Effects of logging debris treatments on five-year development of competing vegetation and planted Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research* 40, 500-510.
- Hassett JE, Zak DR, 2005. Aspen Harvest Intensity Decreases Microbial Biomass, Extracellular Enzyme Activity, and Soil Nitrogen Cycling. *Soil Science Society of America Journal* 69, 227-235.
- Hope G, 2006. Establishment of Long-term Soil Productivity Studies on Acidic Soils in the Interior Douglas-fir Zone. LTSPS Research Note, LTSPS-08.
- Huang Z, Clinton PW, Davis MR, 2011b. Post-harvest residue management effects on recalcitrant carbon pools and plant biomarkers within the soil heavy fraction in Pinus radiata plantations. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 404-412.
- Huang Z, Clinton PW, Davis MR, Yang Y, 2011a. Impacts of plantation forest management on soil organic matter quality. *Journal of Soils Sediments* 11, 1309-1316.
- Huang Z, He Z, Wan X, Hu Z, Fan S, Yang Y, 2013. Harvest residue management effects on tree growth and ecosystem carbon in a Chinese fir plantation in subtropical China. *Plant and Soil* 364, 303-314.
- Johnson DW, Cole DW, Bledsoe CS, Cromack K, Edmonds RL, Gessel, SP, Grier CC, Richards BN, Vogt KA, 1982. Nutrient Cycling in Forests of the Pacific Northwest. In: Edmonds RL (Ed), Analysis of coniferous forest ecosystems in the Western United States, Academic Press, 186-232.
- Johnson DW, Knoepp JD, Swank WT, Shan J, Morris LA, Van Lear DH, Kapeluck PR, 2002. Effects of forest management on soil carbon: results of some long-term resampling studies. *Environmental Pollution* 116, S201-S208.
- Johnson DW, Todd DE, 1998. Harvesting Effects on Long-Term Changes in Nutrient Pools of Mixed Oak Forest. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1725-1735.
- Jones HS, Beets PN, Kimberley MO, Garrett LG, 2011. Harvest residue management and fertilisation effects on soil carbon and nitrogen in a 15-year-old Pinus radiata plantation forest. *Forest Ecology and Management* 262, 339-347.
- Jones HS, Garrett LG, Beets PN, Kimberley MO, Oliver GR, 2008. Impacts of Harvest Residue Management on Soil Carbon Stocks in a Plantation Forest. *Soil Science Society of America Journal* 72, 1621-1627.
- Kabzems R, Haeussler S, 2005. Soil properties, aspen, and white spruce responses 5 years after organic matter removal and compaction treatments. *Canadian Journal of Forest Research* 35, 2045-2055.
- Klockow PA, D'Amato AW, Bradford JB, 2013. Impacts of post-harvest slash and live-tree retention on biomass and nutrient stocks in Populus tremuloides Michx.-dominated forests, northern Minnesota, USA. *Forest Ecology and Management* 291, 278-288.
- Knoepp JD, Swank WT, 1997. Forest Management Effects on Surface Soil Carbon and Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 61, 928-935.
- Kranabetter JM, Chapman BK, 1999. Effects of forest soil compaction and organic matter removal on leaf litter decomposition in central British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science* 79, 543-550.
- Laclau JP, Levillain J, Deleporte P, Nzila J de Dieu, Bouillet J-P, Saint André L, Versini A, Mareschal L, Nouvellon Y, Thongo M'Bou A, Ranger J, 2010. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in Eucalyptus plantations established on a sandy tropical soil. *Forest Ecology and Management* 260, 2148-2159.
- Laiho R, Sanchez F, Tiarks A, Dougherty PM, Trettin CC, 2003. Impacts of intensive forestry on early rotation trends in site carbon pools in the southeastern US. *Forest Ecology and Management* 174, 177-189.
- Li Q, Allen HL, Wilson CA, 2003. Nitrogen mineralization dynamics following the establishment of a loblolly pine plantation. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 364-374.
- Li Q, Allen HL, Wollum AG, 2004. Microbial biomass and bacterial functional diversity in forest soils: effects of organic matter removal, compaction, and vegetation control. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 571-579.
- Mahendrappa MK, Pitt CM, Kingston DGO, Morehouse T, 2006. Environmental impacts of harvesting white spruce on Prince Edward Island. *Biomass and Bioenergy* 30, 363-369.
- Mariani L, Chang SX, Kabzems R, 2006. Effects of tree harvesting, forest floor removal, and compaction on soil microbial biomass, microbial respiration, and N availability in a boreal aspen forest in British Columbia. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1734-1744.
- Mathers NJ, Mendham DS, O'Connell AM, Grove TS, Xu Z, Saffigna PG, 2003. How does residue management impact soil organic matter composition and quality under Eucalyptus globules plantations in southwestern Australia? *Forest Ecology and Management* 179, 253-267.
- Mathers NJ, Xu Z, 2003. Solid-state ¹³C NMR spectroscopy: characterization of soil organic matter under two contrasting residue management regimes in a 2-year-old pine plantation of subtropical Australia. *Geoderma* 114, 19- 31.
- Mattson KG, Swank WT, 1989. Soil and detrital carbon dynamics following forest cutting in the Southern Appalachians. *Biology and Fertility of Soils* 7, 247-253.

- Mendham DS, O'Connell AM, Grove TS, Rance SJ, 2003. Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. *Forest Ecology and Management* 181, 357-372.
- Mendham DS, Sankaran KV, O'Connell AM, Grove TS, 2002. Eucalyptus globulus harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1903-1912.
- Merino A, Edeso JM, 1999. Soil fertility rehabilitation in young Pinus radiata D. Don. Plantations from northern Spain after intensive site preparation. *Forest Ecology and Management* 116, 83-91.
- Merino A, Edeso JM, Gonzalez MJ, Marauri P, 1998. Soil properties in a hilly area following different harvesting management practices. *Forest Ecology and Management* 103, 235-246.
- Moroni MT, Carter PQ, Ryan DAJ, 2009. Harvesting and slash piling affect soil respiration, soil temperature, and soil moisture regimes in Newfoundland boreal forests. *Can. J. Soil Sci.* 89, 343-355.
- Nittérus K, Åström M, Gunnarsson B, 2007. Commercial harvest of logging residue in clear-cuts affects the diversity and community composition of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Scandinavian Journal of Forest Research* 22, 231-240.
- Nzila JD, Bouillet J-P, Laclau JP, Ranger J, 2002. The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in Eucalyptus plantations in the Congo. *Forest Ecology and Management* 171, 209-221.
- O'Connell AM, Grove TS, Mendham D, Rance SJ, 2000. Effects of Site Management in Eucalypt Plantations in Southwestern Australia. In: Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia. 61-72.
- O'Connell AM, Grove TS, Mendham DS, Rance SJ, 2004. Impact of harvest residue management on soil nitrogen dynamics in Eucalyptus globulus plantations in south western Australia. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 39-48.
- Olsson BA, 1999. Effects of biomass removal in thinnings and compensatory fertilization on exchangeable base cation pools in acid forest soils. *Forest Ecology and Management* 122, 29-39.
- Olsson BA, Bengtsson J, Lundkvist H, 1996b. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management* 84, 135-147.
- Olsson BA, Staaf H, Lundkvist H, Bengtsson J, Rosen K, 1996a. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82, 19-32.
- Pérez-Batallón P, Ouro G, Macías F, Merino A, 2001. Initial mineralization of organic matter in a forest plantation soil following different logging residue management techniques *Annals of Forest Science* 58, 807-818.
- Piatek KB, Allen HL, 1999. Nitrogen Mineralization in a Pine Plantation Fifteen Years After Harvesting and Site Preparation. *Soil Science Society of America Journal* 63, 990-998.
- Ponder F, Tadros M, 2002. Phospholipid fatty acids in forest soil four years after organic matter removal and soil compaction. *Applied Soil Ecology* 19, 173-182.
- Powers RF, Scott DA, Sanchez FG, Voldseth RA, Page-Dumroese D, Elioff JD, Stone DM, 2005. The North American long-term soil productivity experiment: Findings from the first decade of research. *Forest Ecology and Management* 220, 31-50.
- Proe MF, Griffiths JH, McKay HM, 2001. Effect of whole-tree harvesting on microclimate during establishment of second rotation forestry. *Agricultural and Forest Meteorology* 110, 141-154.
- Rittenhouse TAG, MacFarland DM, Martin KJ, Van Deelen TR, 2012. Downed wood associated with roundwood harvest, whole-tree harvest, and unharvested stands of aspen in Wisconsin. *Forest Ecology and Management* 266, 239-245.
- Roberts BA, Deering KW, Titus BD, 1998. Effects of intensive harvesting on forest floor properties in Betula papyrifera stands in Newfoundland. *Journal of Vegetation Science* 9, 521-528.
- Roberts SD, Harrington CA, Terry TA, 2005. Harvest residue and competing vegetation affect soil moisture, soil temperature, N availability, and Douglas-fir seedling growth. *Forest Ecology and Management* 205, 333-350.
- Rosenberg O, Jacobson S, 2004. Effects of repeated slash removal in thinned stands on soil chemistry and understorey vegetation. *Silva Fennica* 38, 133-142.
- Ross DJ, Sparling GP, Burke CM, Smith CT, 1995. Microbial biomass C and N, and mineralizable-N, in litter and mineral soil under Pinus radiata on a coastal sand: Influence of stand age and harvest management. *Plant and Soil* 175, 167-177.
- Saarsalmi A, Tamminen P, Kukkola M, Hautajärvi R, 2010. Whole-tree harvesting at clear-felling: Impact on soil chemistry, needle nutrient concentrations and growth of Scots pine. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 148-156.
- Sanchez FG, Scott DA, Ludovici KH, 2006a. Negligible effects of severe organic matter removal and soil compaction on loblolly pine growth over 10 years. *Forest Ecology and Management* 227, 145-154.

- Sanchez FG, Tiarks AE, Kranabetter JM, Page-Dumroese DS, Powers RF, Sanborn PT, Chapman WK, 2006b. Effects of organic matter removal and soil compaction on fifth-year mineral soil carbon and nitrogen contents for sites across the United States and Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 565-576.
- Shaohui F, Chendong Y, Zongming H, Zhiying H, Sizu L, Shantu L, Jinhua Y, Xujing Y, 2000. Effects of Site Management in Chinese Fir (*Cunninghamia lanceolata*) Plantations in Fujian Province, China. In : Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia. 83-86.
- Slesak RA, Schoenholtz SH, Harrington TB, 2011a. Soil carbon and nutrient pools in Douglas-fir plantations 5 years after manipulating biomass and competing vegetation in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management* 262, 1722-1728.
- Slesak RA, Schoenholtz SH, Harrington TB, Meehan NA, 2011b. Initial Response of Soil Carbon and Nitrogen to Harvest Intensity and Competing Vegetation Control in Douglas-Fir (*Pseudotsuga menziesii*) Plantations of the Pacific Northwest. *Forest Science* 57, 26-35.
- Smith CT, Lowe AT, Skinner MF, Beets PN, Schoenholtz SH, Fang S, 2000. Response of radiata pine forests to residue management and fertilisation across a fertility gradient in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 138, 203-223.
- Smolander A, Kitunen V, Tamminen P, Kukkola M, 2010. Removal of logging residue in Norway spruce thinning stands: Long-term changes in organic layer properties. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 1222-1228.
- Smolander A, Levula T, Kitunen V, 2008. Response of litter decomposition and soil C and N transformations in a Norway spruce thinning stand to removal of logging residue. *Forest Ecology and Management* 256, 1080-1086.
- Stevens PA, Hornung M, 1990. Effect of harvest intensity and ground flora establishment on inorganic-N leaching from a Sitka spruce plantation in north Wales, UK. *Biogeochemistry* 10, 53-65.
- Strahm BD, Harrison RB, Terry TA, Flaming BL, Licata CW, Petersen KS, 2005. Soil solution nitrogen concentrations and leaching rates as influenced by organic matter retention on a highly productive Douglas-fir site. *Forest Ecology and Management* 218, 74-88.
- Strahm BD, Harrison RB, Terry TA, Harrington TB, Adams AB, Footen PW, 2009. Changes in dissolved organic matter with depth suggest the potential for postharvest organic matter retention to increase subsurface soil carbon pools. *Forest Ecology and Management* 258, 2347-2352.
- Strömberg M, Egnell G, Olsson BA, 2013. Carbon stocks in four forest stands in Sweden 25 years after harvesting of slash and stumps. *Forest Ecology and Management* 290, 59-66.
- Tamminen P, Saarsalmi A, Smolander A, Kukkola M, Helmisaari H-S, 2012. Effects of logging residue harvest in thinnings on amounts of soil carbon and nutrients in Scots pine and Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 263, 31-38.
- Tan X, Chang SX, Kabzems R, 2005. Effects of soil compaction and forest floor removal on soil microbial properties and N transformations in a boreal forest long-term soil productivity study. *Forest Ecology and Management* 217, 158-170.
- Tan X, Chang SX, Kabzems R, 2008. Soil compaction and forest floor removal reduced microbial biomass and enzyme activities in a boreal aspen forest soil. *Biology and Fertility of Soils* 44, 471-479.
- Tan X, Curran M, Chang SX, Maynard D, 2009. Early Growth Responses of Lodgepole Pine and Douglas-Fir to Soil Compaction, Organic Matter Removal, and Rehabilitation Treatments in Southeastern British Columbia. *Forest Science* 55, 210-220.
- Thiffault E, Bélanger N, Paré D, Munson AD, 2007. How do forest harvesting methods compare with wildfire ? A case study of soil chemistry and tree nutrition in the boreal forest *Canadian Journal of Forest Research* 37, 1658-1668.
- Thiffault E, Hannam KD, Quideau SA, Paré D, Bélanger N, Oh S-W, Munson AD, 2008. Chemical composition of forest floor and consequences for nutrient availability after wildfire and harvesting in the boreal forest. *Plant and Soil* 308, 37-53
- Thiffault E, Paré D, Bélanger N, Munson A, Marquis F, 2006. Harvesting intensity at clear-felling in the boreal forest: impact on soil and foliar nutrient status. *Soil Science Society of America Journal* 70, 691-701.
- Titus BD, Roberts BA, Deering KW, 1997. Soil solution concentrations on three white birch sites in central Newfoundland following different harvesting intensities. *Biomass and Bioenergy* 13, 313-330.
- Titus BD, Roberts BA, Deering KW, 1998. Nutrient removals with harvesting and by deep percolation from white birch (*Betula papyrifera* [Marsh.]) sites in central Newfoundland. *Canadian Journal of Soil Science* 78, 127-137.
- Tutua SS, Xu ZH, Blumfield TJ, Bubb KA, 2008. Long-term impacts of harvest residue management on nutrition, growth and productivity of an exotic pine plantation of sub-tropical Australia. *Forest Ecology and Management* 256, 741-748.
- Vanguelova E, Pitman R, Luro J, Helmisaari H-S, 2010. Long term effects of whole tree harvesting on soil carbon and nutrient sustainability in the UK. *Biogeochemistry* 101, 43-59.
- Versini, A., Nouvellon Y, Laclau JP, Kinana A, Mareschal L, Zeller B, Ranger J, Epron D, 2012. The manipulation of organic residues affects tree growth and heterotrophic CO₂ efflux in a tropical Eucalyptus plantation. *Forest Ecology and Management* <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.045>
- Vitousek PM, Matson PA, 1985. Disturbance, Nitrogen Availability, and Nitrogen Losses in an Intensively Managed Loblolly Pine Plantation. *Ecology* 66, 1360-1376.

- Wall A, 2008. Effect of removal of logging residue on nutrient leaching and nutrient pools in the soil after clearcutting in a Norway spruce stand. *Forest Ecology and Management* 256, 1372-1383.
- Wall A, Hytönen T, 2011. The long-term effects of logging residue removal on forest floor nutrient capital, foliar chemistry and growth of a Norway spruce stand. *Biomass and Bioenergy* 35, 3328-3334.
- Walmsley JD, Jones DL, Reynolds B, Price MH, Healey JR, 2009. Whole tree harvesting can reduce second rotation forest productivity. *Forest Ecology and Management* 257, 1104-1111.
- Wei X, Kimmins JP, Peel K, Steen O, 1997. Mass and nutrients in woody debris in harvested and wildfire-killed lodgepole pine forests in the central interior of British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 27, 148-155.
- Wei X, Li Q, Waterhouse MJ, Armleder HM, 2012. Organic Matter Loading Affects Lodgepole Pine Seedling Growth. *Environmental Management* 49, 1143-1149.
- Xu DP, Yang ZJ, Dell B, Gong M, 2000. Effects of Site Management in Eucalyptus urophylla Plantations in Guangdong Province, China. In: Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia, 31-40.
- Zabowski D, Chambreau D, Rotramel N, Thies WG, 2008. Long-term effects of stump removal to control root rot on forest soil bulk density, soil carbon and nitrogen content. *Forest Ecology and Management* 255, 720-727.
- Zabowski D, Java B, Scherer G, Everett RL, Ottmar R, 2000. Timber harvesting residue treatment: Part 1. Responses of conifer seedlings, soils and microclimate. *Forest Ecology and Management* 126, 25-34.

5.2.3. Références sur les effets de la récolte des rémanents sur le statut nutritionnel des arbres, le taux de survie et la croissance après récolte

- Ares A, Terry T, Harrington C, Devine W, Peter D, Bailey J, 2007. Biomass Removal, Soil Compaction, and Vegetation Control Effects on Five-Year Growth of Douglas-fir in Coastal Washington. *Forest Science* 53, 600-610.
- Carneiro M, Serrao V, Fabiao A, Madeira M, Balsemao I, Hilario L, 2009. Does harvest residue management influence biomass and nutrient accumulation in understory vegetation of Eucalyptus globulus Labill. plantations in a Mediterranean environment? *Forest Ecology and Management* 257, 527-535.
- Carter MC, Dean TJ, Wang Z, Newbold RA, 2006. Impacts of harvesting and postharvest treatments on soil bulk density, soil strength, and early growth of Pinus taeda in the Gulf Coastal Plain: a Long-Term Soil Productivity affiliated study. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 601-614.
- du Toit B, 2008. Effects of site management on growth, biomass partitioning and light use efficiency in a young stand of Eucalyptus grandis in South Africa. *Forest Ecology and Management* 255, 2324-2336.
- du Toit B, Esprey LJ, Job RA, Fuller GF, Dovey SD, 2000. Effects of Site Management in Eucalyptus grandis Plantations in South Africa. In: Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J (Eds), Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings in Kerala December 1999, India, Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia, 21-30.
- du Toit, B., Dovey, S.B., Fuller, G.F., Job, R.A., 2004. Effects of harvesting and site management on nutrient pools and stand growth in a South African eucalypt plantation. In: Nambiar, E.K.S., Ranger, J., Tiarks, A., Toma, T. (Eds.), Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: Proceedings of Workshops in Congo July 2001 and China February 2003. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia, 31-43.
- Egnell G, 2011. Is the productivity decline in Norway spruce following whole-tree harvesting in the final felling in boreal Sweden permanent or temporary? *Forest Ecology and Management* 261, 148-153.
- Egnell G, Leijon B, 1997. Effects of different levels of biomass removal in thinning on short-term production of pinus sylvestris and picea abies stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 12, 17-26.
- Egnell G, Leijon B, 1999. Survival and Growth of Planted Seedlings of Pinus sylvestris and Picea abies After Different Levels of Biomass Removal in Clear-felling. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14, 303-311.
- Egnell G, Valinger E, 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. *Forest Ecology and Management* 177, 65-74.
- Fleming RL, Powers RF, Foster NW, Kranabetter JM, Scott DA, Ponder F, Berch S, Chapman WK, Kabzems RD, Ludovici KH, Morris DM, Page-Dumroese DS, Sanborn PT, Sanchez FG, Stone DM, Tiarks AE, 2006b. Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on 5-year seedling performance: a regional comparison of Long-Term Soil Productivity sites. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 529-550.
- Frayse JY, 2008. Optimiser la gestion des peuplements de pin maritime pour un essor industriel durable, La ligniculture et son devenir : Gestion de la fertilisation en fonction de l'exportation de biomasse, Projet Recash, SYLVOGENE, rapport final.
- Gonçalves JLM, Serrano MIP, Mendes KCFS, Gava JL, 2000. Effects of Site Management in a Eucalyptus grandis Plantation in the Humid Tropics: Sao Paulo, Brazil. In: Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia. 3-9.

- Harrington TB, Schoenholtz SH, 2010. Effects of logging debris treatments on five-year development of competing vegetation and planted Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research* 40, 500-510.
- Hassett JE, Zak DR, 2005. Aspen Harvest Intensity Decreases Microbial Biomass, Extracellular Enzyme Activity, and Soil Nitrogen Cycling. *Soil Science Society of America Journal* 69, 227-235.
- Helmisaari HS, Hanssen KH, Jacobson S, Kukkola M, Luro J, Saarsalmi A, Tamminen P, Tveite B, 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management* 261, 1919-1927.
- Huang Z, He Z, Wan X, Hu Z, Fan S, Yang Y, 2013. Harvest residue management effects on tree growth and ecosystem carbon in a Chinese fir plantation in subtropical China. *Plant Soil* 364, 303-314.
- Hope G, 2006. Establishment of Long-term Soil Productivity Studies on Acidic Soils in the Interior Douglas-fir Zone. LTSPS Research Note, LTSPS-08.
- Jacobson S, Kukkola M, Malkonen E, Tveite B, 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* 129, 41-51.
- Johnson DW, Knoepp JD, Swank WT, Shan J, Morris LA, Van Lear DH, Kapeluck PR, 2002. Effects of forest management on soil carbon: results of some long-term resampling studies. *Environmental Pollution* 116, S201-S208.
- Johnson DW, Todd DE, 1998. Harvesting Effects on Long-Term Changes in Nutrient Pools of Mixed Oak Forest. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1725-1735.
- Jones HE, Madeira M, Herraes L, Dighton J, Fabiao A, Gonzalez-Rio F, Fernandez Marcos M, Gomez C, Tomé M, Feith H, Magalhaes MC, Howson G, 1999. The effect of organic-matter management on the productivity of Eucalyptus globulus stands in Spain and Portugal: tree growth and harvest residue decomposition in relation to site and treatment. *Forest Ecology and Management* 122, 73-86.
- Jones HS, Beets PN, Kimberley MO, Garrett LG, 2011. Harvest residue management and fertilisation effects on soil carbon and nitrogen in a 15-year-old Pinus radiata plantation forest. *Forest Ecology and Management* 262, 339-347.
- Kabzems R, Haeussler S, 2005. Soil properties, aspen, and white spruce responses 5 years after organic matter removal and compaction treatments. *Canadian Journal of Forest Research* Res. 35, 2045-2055.
- Laclau JP, Levillain J, Deleporte P, Nzila J de Dieu, Bouillet J-P, Saint André L, Versini A, Mareschal L, Nouvellon Y, Thongo M'Bou A, Ranger J, 2010. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in Eucalyptus plantations established on a sandy tropical soil. *Forest Ecology and Management* 260, 2148-2159.
- Laiho R, Sanchez F, Tiarks A, Dougherty PM, Trettin CC, 2003. Impacts of intensive forestry on early rotation trends in site carbon pools in the southeastern US. *Forest Ecology and Management* 174, 177-189.
- Luro J, Kukkola M, Saarsalmi A, Tamminen P, Helmisaari H-S, 2009. Logging residue removal after thinning in boreal forests: long-term impact on the nutrient status of Norway spruce and Scots pine needles. *Tree Physiology* 30, 78-88.
- Madeira AC, Madeira M, Fabiao A, Marques P, Carneiro M, 2010. Impact of harvest residues, fertilisers and N-fixing plants on growth and nutritional status of young Eucalyptus globules plantations, under Mediterranean conditions. *European Journal of Forest Research* 129, 591-601.
- Madeira AC, Madeira M, Fabiao A, Marques P, Carneiro M, 2010. Impact of harvest residues, fertilisers and N-fixing plants on growth and nutritional status of young Eucalyptus globules plantations, under Mediterranean conditions. *European Journal of Forest Research* 129, 591-601.
- Mahendrappa MK, Pitt CM, Kingston DGO, Morehouse T, 2006. Environmental impacts of harvesting white spruce on Prince Edward Island. *Biomass and Bioenergy* 30, 363-369.
- Mann LK, Johnson DW, West DC, Cole DW, Hornbeck JW, Martin CW, Riekerk H, Smith CT, Swank WT, Tritton LM, Van Lear DH, 1988. Effects of Whole-Tree and Stem-Only Clearcutting on Postharvest Hydrologic Losses, Nutrient Capital, and Regrowth. *Forest Science* 34, 412-428.
- Mendham DS, O'Connell AM, Grove, TS, Rance SJ, 2003. Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts. *Forest Ecology and Management* 181, 357-372.
- Merino A, Edeso JM, 1999. Soil fertility rehabilitation in young Pinus radiata D. Don. Plantations from northern Spain after intensive site preparation. *Forest Ecology and Management* 116, 83-91.
- Nord-Larsen T, 2002. Stand and site productivity response following whole-tree harvesting in early thinnings of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.). *Biomass and Bioenergy* 23, 1 - 12.
- Nzila JD, Bouillet J-P, Laclau JP, Ranger J, 2002. The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in Eucalyptus plantations in the Congo. *Forest Ecology and Management* 171, 209-221.
- Nzila JD, Bouillet J-P, Laclau JP, Ranger J, 2002. The effects of slash management on nutrient cycling and tree growth in Eucalyptus plantations in the Congo. *Forest Ecology and Management* 171, 209-221.
- Olsson BA, Lundkvist H, Staaf H, 2000. Nutrient status in needles of Norway spruce and Scots pine following harvesting of logging residues. *Plant and Soil* 223, 161-173.
- Proe MF, Cameron AD, Dutch J, Christodoulou XC, 1996. The effect of whole-tree harvesting on the growth of second rotation Sitka spruce. *Forestry* 69, 389-401.

- Proe MF, Craig J, Dutch J, Griffiths J, 1999. Use of vector analysis to determine the effects of harvest residues on early growth of second-rotation Sitka spruce. *Forest Ecology and Management* 122, 87-105.
- Proe MF, Griffiths JH, McKay HM, 2001. Effect of whole-tree harvesting on microclimate during establishment of second rotation forestry. *Agricultural and Forest Meteorology* 110, 141-154.
- Roberts SD, Harrington CA, Terry TA, 2005. Harvest residue and competing vegetation affect soil moisture, soil temperature, N availability, and Douglas-fir seedling growth. *Forest Ecology and Management* 205, 333-350.
- Ross DJ, Sparling GP, Burke CM, Smith CT, 1995. Microbial biomass C and N, and mineralizable-N, in litter and mineral soil under *Pinus radiata* on a coastal sand: Influence of stand age and harvest management. *Plant and Soil* 175, 167-177.
- Saarsalmi A, Tamminen P, Kukkola M, Hautajärvi R, 2010. Whole-tree harvesting at clear-felling: Impact on soil chemistry, needle nutrient concentrations and growth of Scots pine. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 148-156.
- Sanchez FG, Scott DA, Ludovici KH, 2006a. Negligible effects of severe organic matter removal and soil compaction on loblolly pine growth over 10 years. *Forest Ecology and Management* 227, 145-154.
- Sankaran KV, Chacko KC, Pandalai RC, Kallarackal J, Somen CK, Sharma JK, Balagopalan M, Balasundaran M, Kumaraswamy S, Sankar S, Gilkes RJ, Grove TS, Mendham D, O'Connell AM, 2000. Effects of Site Management on Eucalyptus Plantations in the Monsoonal Tropics - Kerala, India. In: Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia. 51-60.
- Scott DA, Dean TJ, 2006. Energy trade-offs between intensive biomass utilization, site productivity loss, and ameliorative treatments in loblolly pine plantations. *Biomass and Bioenergy* 30, 1001-1010.
- Shaohui F, Chendong Y, Zongming H, Zhiying H, Sizu L, Shantu L, Jinhua Y, Xujing Y, 2000. Effects of Site Management in Chinese Fir (*Cunninghamia lanceolata*) Plantations in Fujian Province, China. In: Nambiar EKS, Tiarks A, Cossalter C, Ranger J, Site Management and Productivity in Tropical Plantation Forests: A Progress Report, Workshop proceedings, Kerala, India, Published by Center for International Forestry Research Bogor, Indonesia, 83-86.
- Sikström U, 2004. Survival, growth and needle element concentrations of *Picea abies* (L.) Karst. seedlings after brush removal in a previously N fertilized stand. *Forest Ecology and Management* 203, 123-134.
- Smith CT, Lowe AT, Skinner MF, Beets PN, Schoenholtz SH, Fang S, 2000. Response of radiata pine forests to residue management and fertilisation across a fertility gradient in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 138, 203-223.
- Tan X, Curran M, Chang SX, Maynard D, 2009. Early Growth Responses of Lodgepole Pine and Douglas-Fir to Soil Compaction, Organic Matter Removal, and Rehabilitation Treatments in Southeastern British Columbia. *Forest Science* 55, 210-220.
- Tan X, Kabzems R, Chang SX, 2006. Response of forest vegetation and foliar $\delta^{13}C$ and $\delta^{15}N$ to soil compaction and forest floor removal in a boreal aspen forest. *Forest Ecology and Management* 222, 450-458.
- Thiffault E, Bélanger N, Paré D, Munson AD, 2007. How do forest harvesting methods compare with wildfire ? A case study of soil chemistry and tree nutrition in the boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 37, 1658-1668.
- Thiffault E, Paré D, Bélanger N, Munson A, Marquis F, 2006. Harvesting intensity at clear-felling in the boreal forest: impact on soil and foliar nutrient status. *J. Soil Science Society of American Journal* 70, 691-701.
- Tutua SS, Xu ZH, Blumfield TJ, Bubb KA, 2008. Long-term impacts of harvest residue management on nutrition, growth and productivity of an exotic pine plantation of sub-tropical Australia. *Forest Ecology and Management* 256, 741-748.
- Vanguelova E, Pitman R, Luro J, Helmisaari H-S, 2010. Long term effects of whole tree harvesting on soil carbon and nutrient sustainability in the UK. *Biogeochemistry* 101, 43-59.
- Versini, A., Nouvellon Y, Laclau JP, Kinana A, Mareschal L, Zeller B, Ranger J, Epron D, 2012. The manipulation of organic residues affects tree growth and heterotrophic CO₂ efflux in a tropical Eucalyptus plantation. *Forest Ecology and Management* <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.045>
- Wall A, Hytönen T, 2011. The long-term effects of logging residue removal on forest floor nutrient capital, foliar chemistry and growth of a Norway spruce stand. *Biomass and Bioenergy* 35, 3328-3334.
- Walmsley JD, Jones DL, Reynolds B, Price MH, Healey JR, 2009. Whole tree harvesting can reduce second rotation forest productivity. *Forest Ecology and Management* 257, 1104-1111.
- Wei X, Li Q, Waterhouse MJ, Armleder HM, 2012. Organic Matter Loading Affects Lodgepole Pine Seedling Growth. *Environmental Management* 49, 1143-1149.
- Zabowski D, Chambreau D, Rotramel N, Thies WG, 2008. Long-term effects of stump removal to control root rot on forest soil bulk density, soil carbon and nitrogen content. *Forest Ecology and Management* 255, 720-727.
- Zabowski D, Java B, Scherer G, Everett RL, Ottmar R, 2000. Timber harvesting residue treatment: Part 1. Responses of conifer seedlings, soils and microclimate. *Forest Ecology and Management* 126, 25-34.

6. Annexes

Annexe 1 : références utilisées dans les méta-analyses (selon les essences, le pays et l'âge des peuplements)

Tableau A1.1 Références sur les minéralomasses (axe 1).

Références	Pays	Essences	Âges
Minéralomasses / peuplements de feuillus			
Dovey 2005 ; Williams 1927 (données reportées par : Dovey 2005)	Afrique du sud	Acacia	3,84 à 11,21
Caldeira et al 2002 ; Pereira et al 1997, 2000 (données reportées par : Dovey 2005)	Brésil	Acacia	2,3 et 9
Kumar et al 1998	Inde	Acacia	5, 7 et 8,8
Tandon et al 1988 (données reportées par : Dovey 2005)	Inde	Acacia	7
Hardiyanto et al 2000	Indonésie	Acacia	9
Kumar et al 1998	Inde	Ailante	5, 7 et 8,8
Kumar et al 1998	Inde	Albizia	8,8
Kumar et al 1998	Inde	Amla	8,8
Kumar et al 1998	Inde	Artocarpus hirsutus	8,8
Bormann & Sidle 1990	USA_AK	Aulne de Sitka	10
Binkley et al 1992	USA_OR	Aulne rouge	55
Binkley et al 1992 ; Cole & Rapp 1980 ; Homann et al 1992 ; Mann et al 1988 ; Turner et al 1976	USA_WA	Aulne rouge	30, 34, 50, 55
Wang et al 2000	Canada_BC	Bouleau à papier	35
Titus et al 1998	Canada_NL	Bouleau à papier	51–64
Uri et al 2007	Estonie	Bouleau verruqueux	8
Miller et Miller 1991 (données reportées par : Augusto et al 2000)	nd	Bouleau	40
Ovington & Madgwick 1959a, b	Royaume-Uni	Bouleau blanc	6 à 55
Rodin & Bazilevich 1967	Russie	Bouleau	35
Finer 1989 ; Malkonen & Saarsalmi 1982 ; Malkonen 1977 (données reportées par : Palviainen & Finer 2012)	Scandinavie_Finlande	Bouleau	20, 40, 40–60
Alriksson & Eriksson 1998 ; Tamm 1969 (données reportées par : Palviainen & Finer 2012)	Scandinavie_Suède	Bouleau verruqueux, bouleau pubescent	26, 27
Cole & Rapp 1980	USA_AK	Bouleau à papier	50
Jokela et al 1980	USA_MN	Bouleau à papier	66
Johnson et al 1991 ; Johnson & Lindberg 1992 ; Pauley et al 1996	USA_NC	Bouleau jaune	nd
Andre & Ponette 2003 ; Duvigneaud 1968	Belgique	Charme commun	nd, 22
Dzens-Litovskaya 1960 (données reportées par : Rodin & Bazilevich 1967)	Russie	Charme commun	nd
Cacot 2007 ; Ranger & Nys 1996 ; Ranger & Colin-Belgrand 1996	France	Châtaignier commun	2, 5, 9, 15, 19, 22, 23, 24, 25 et 28
Leonardi et al 1996 ; Salazar et al 2010 ; Santa Regina 2000a	Espagne	Châtaignier commun	25, 70, nd
Leonardi et al 1996	Italie	Châtaignier commun	12, 22
Bosman et al 2001 ; Cole & Rapp 1980 ; Duvigneaud 1968	Belgique	Chêne pédonculé	75, 80, 150
Andre & Ponette 2003 ; Andre et al 2010	Belgique	Chêne sessile	37–182, 64–129
Ferran et al 2005	Espagne	Chêne	3,5 et >20
Balboa-Murias et al 2006	Espagne	Chêne pédonculé	80–140
Salazar et al 2010 ; Santa Regina 2000b	Espagne	Chêne tauzin	75
Rapp et al 1999	France	Chêne pubescent	nd
Nys et al 1983 ; Ranger & Gelhaye 2006	France	Chêne sessile	27, 150
Cole & Rapp 1980 ; Rapp et al 1992, 1999	France	Chêne vert	1, 2, 42, 150
Leonardi et al 1992	Italie	Chêne liège	30
Cerasoli et al 2004	nd	Chêne	2
Ovington 1962 (données reportées par : Augusto et al 2000)	Royaume-Uni	Chêne	47
Mina 1955, Remezov et al 1959 (données reportées par : Rodin & Bazilevich 1967)	Russie	Chêne	22, 48
Johnson et al 2003	USA_FL	Chêne	nd
Rochow 1975	USA_MO	Chêne blanc	35–92
Day & Monk 1977 ; Vose & Swank 1993	USA_NC	Chêne	nd
Johnson & Risser 1974	USA_OK	Chêne	nd
Cole & Rapp 1980 ; Johnson et al 1982a ; Johnson & Todd 1987	USA_TN	Chêne châtaignier ; Chêne	30–80, 80

Tableau A1.1 (Suite) Références sur les minéralomasses (axe 1).

du Toit 2003 ; du Toit et al 2004	Afrique du sud	Eucalyptus	7
Balieiro et al 2002 ; Freitas et al 2004	Brésil	Eucalyptus	5, 9
Laclau et al 2000, 2005 ; Nzila et al 2002 ; Safou-Matondo et al 2005	Congo	Eucalyptus	1,1 à 8,25
Nguyen-The et al 2001	France	Eucalyptus	13, 14 et 15
Sankaran et al 2000	Inde	Eucalyptus	nd
Madgwick et al 1981	Nouvelle-Zélande	Eucalyptus	4
Parrotta 1999	Porto Rico	Eucalyptus	4
Binkley & Ryan 1998	USA_HI	Eucalyptus	16
Dambrine et al 2000 ; Merino et al 2005	Espagne	Eucalyptus commun	15, 18
Hart et al 2003	Nouvelle-Zélande	Faux hêtre	nd
Kumar et al 1998	Inde	Faux mimosa	5, 7 et 8,8
Kumar et al 1998	Inde	Filao	5, 7 et 8,8
Balieiro et al 2002	Brésil	Guachapele	5
Cole & Rapp 1980 ; Scarascia-Mugnozza et al 2000 ; Ulrich et al 1986 (données reportées par : Augusto et al 2000)	Allemagne	Hêtre commun	59, 80 et 120
Andre et al 2010 ; Duvigneaud & Denayer 1984 (données reportées par : Augusto et al 2000)	Belgique	Hêtre commun	43–86, 130
Scarascia-Mugnozza et al 2000	Scandinavie_Danemark	Hêtre commun	118
Santa Regina & Tarazona 1999, 2001 ; Santa Regina et al 1997	Espagne	Hêtre commun	50
Ranger & Gelhaye 2006 ; Scarascia-Mugnozza et al 2000	France	Hêtre commun	27, 161
Scarascia-Mugnozza et al 2000	Italie	Hêtre commun	104
Colin-Belgrand, Kreutzer 1976, Meiwes 1991 (données reportées par : Augusto et al 2000) ; Rodin & Bazilevich 1967	nd (divers)	Hêtre commun	120, 130, 140
Ovington 1962 (données reportées par : Augusto et al 2000)	Royaume-Uni	Hêtre commun	39
Scarascia-Mugnozza et al 2000	République tchèque	Hêtre commun	79
Cole & Rapp 1980 ; Nihlgard 1972 ; Nihlgard et Lindgren 1977 (données reportées par : Augusto et al 2000)	Scandinavie_Suède	Hêtre commun	78, 90, 104, 45–130
Peri et al 2006	Argentine	Hêtre de l'Antarctique	30 à 196
Kumar et al 1998	Inde	<i>Indian Kino</i>	8,8
Kumar et al 1998	Inde	Jacquier	8,8
Cobb 2006	USA_GA	Liquidambar	>6
Liu et al 2002	Chine	Lithocarpes (Chênes à tan)	nd
Duvigneaud 1968	Belgique	Noisetier commun	22
Jacquemin & Tsiourlis 1994	Belgique	Peuplier	8, 24 et 31
Wang et al 1995	Canada	Peuplier faux-tremble	5, 15, 25, 54, 65 et 95
Morrison 2003	Canada_ON	Peuplier	53
Berthelot et al 2000 ; Gelhaye et al 1997 ; Ranger & Nys 1996	France	Peuplier	7, 8, 9 et 10
Lodhiyal et al 1995a, b	Himalaya	Peuplier	5 à 8
Swamy et al 2003, 2004	Inde	Peuplier d'Afrique	1, 2, 3, 4, 5 et 6
Remezov et al 1959 (données reportées par : Rodin 1967)	Russie	Peuplier	50
Rytter 2002	Scandinavie_Suède	Peuplier	4, 7, 11, 11 et 15
Powers et al 2005	USA_MN	Peuplier	60
Perala & Alban 1982	USA_MN	Peuplier faux-tremble	40 et 49
Coleman et al 2004	USA_WI	Peuplier	1,5
Cobb 2006	USA_GA	Platane d'Amérique	>6
Nwoboshi 1984	Nigéria	Teck	1 à 15
Bebwa 1990	Congo	Trema	nd
Cole & Rapp 1980	USA_TN	Tulipier de virginie	50

Tableau A1.1 (Suite) Références sur les minéralomasses (axe 1).

Balieiro et al 2002	Brésil	Divers : Eucalyptus & Guachapele	5
Nys et al 1983	France	Divers : Bouleau & Sorbier	30
Cacot 2007	France	Divers : Bouleau 44%, Chêne 37%, Aubépine 12%, Hêtre 7%	25
Cacot 2007	France	Divers : Châtaignier 80%, Noisetier 20%	22
Ranger & Nys 1996	France	Divers : Chêne, bouleau & sorbier	31 et 41
Cacot 2007	France	Divers : Chêne 12%, charme 80%	50–120
Cacot 2007	France	Divers : Chêne 33%, hêtre 31%, charme 32%	50–145
Cacot 2007	France	Divers : Chêne 34%, hêtre 65%	50–120
Cacot 2007	France	Divers : Chêne 53%, sorbier 30%, bourdaine 7%, divers 10%	35
Cacot 2007	France	Divers : Chêne 75%, hêtre 25%	80
Cole & Rapp 1980	Royaume-Uni	Divers : Chêne & bouleau	80
Finer et al 2003	Scandinavie_Finlande	Divers : Bouleau & peuplier	140
Tritton et al 1987	USA_CT	Divers : Chêne, érable & bouleau	80
Carter et al 2002 ; Lockaby & Adams 1986	USA_LA	Divers feuillus ; Liquidambar, érable & chêne	19 ; nd
Powers et al 2005	USA_MO	Divers feuillus	75
Cole & Rapp 1980 ; Mann et al 1988 ; Tew et al 1986	USA_NC	Divers : Erable, chêne & noyer	22, 70, 60–200
Cole & Rapp 1980 ; Mann et al 1988 ; Yanai 1998	USA_NH	Divers : Erable, bouleau & hêtre	45, 60, 70
Cole & Rapp 1980	USA_TN	Divers : Tulipier de virginie, chêne, noyer	30–80
Carter et al 2002	USA_TX	Divers feuillus	27
Patric & Smith 1975 (données reportées par : Adams 1999)	USA_WV	Divers feuillus	nd

Les références sont regroupées par pays et par essence forestière (une même ligne peut regrouper plusieurs sites).
nd = non déterminé.

Minéralomasses / peuplements de résineux

Binkley 1983, Binkley et al 1984 ; Mitchell et al 1996 ; Webber 1977 (données reportées par : Augusto et al 2000 ; Fogel 1980)	Canada_BC	Douglas vert	24, 23, 33 et 42
Cacot 2007 ; Ponette et al 2001 ; Ranger & Gelhay 2001 ; Ranger et al 1995, 1997 ; Sicard et al 2006	France	Douglas vert	18, 20, 23, 26, 28, 29, 36, 38, 40, 47, 54, 60
Duvigneaud & Denayer 1972, Heilman 1961, Kimmins et al 1982, Turner et Singer 1976 (données reportées par : Augusto et al 2000)	nd (divers)	Douglas vert	70 / 29, 38 / 3, 5, 6, 9, 11, 19, 48, 73, 74 / 36
Ovington 1962 (données reportées par : Augusto et al 2000)	Royaume-Uni	Douglas vert	21, 22 et 47
Binkley et al 1992 ; Cole & Rapp 1980 ; Fogel & Hunt 1982 ; Fogel unpublished (données reportées par : Fogel 1980)	USA_OR	Douglas vert	35-50, 50, 55, 450
Himes 2012	USA_OR, WA, BC	Douglas vert	50–55
Ares et al 2007 ; Binkley et al 1992 ; Brozek 1990 ; Homann et al 1992 ; Mann et al 1988 ; Turner 1981 ; Johnson et al 1982 ; Dice 1970 (données reportées par : Fogel 1980) ; Bigger et Cole 1983, Cole et al 1967 (données reportées par : Augusto et al 2000) ; Turner 1975 (données reportées par : Lemoine et al 1989)	USA_WA	Douglas vert	6, 9, 22, 30, 36, 42, 46, 49, 50, 55, 73, 95
Cole & Rapp 1980 ; Feger et al 1991 ; Oren et al 1988a, b, c ; Scarascia-Mugnozza et al 2000 ; Ulrich & Ellenberg (données reportées par : Lemoine et al 1989)	Allemagne	Épicéa commun	30, 34, 87, 100, 115, 142
Belkacem et al 1992 ; Nys et al 1983 ; Ranger et al 1992, 1994 ; Scarascia-Mugnozza et al 2000 ; Sicard et al 2006	France	Épicéa commun	10, 28, 30, 48, 50, 60, 70, 80, 85, 92
Scarascia-Mugnozza et al 2000	Italie	Épicéa commun	37
Duvigneaud & Denayer 1972, Kreutzer 1976, Marchenko & Karlov 1962, Miller & Miller 1991, Miller 1995, Rodin & Bazilevich 1967 (données reportées par : Augusto et al 2000)	nd (divers)	Épicéa commun	50, 55, 72, 80, 83, 100, 110, 120, 125, 130, 200
Scarascia-Mugnozza et al 2000 ; Svoboda et al 2006	République tchèque	Épicéa commun	58, 115,7 et 162
Ovington 1962 (données reportées par : Augusto et al 2000)	Royaume-Uni	Épicéa commun	20 et 47

Tableau A1.1 (Suite) Références sur les minéralomasses (axe 1).

Cole & Rapp 1980 / Kazimirov et Morozova 1973 (données reportées par : Augusto et al 2000)	Russie (République de Carélie)	Épicéa commun	22, 37, 38, 39, 41, 42, 43, 45, 54, 68, 82, 98, 109, 126, 138
Helmisaari et al 2009, Malkonen 1973, Tamm 1969, 1974, Tamm et Carbonnier 1961 (données reportées par : Augusto et al 2000 ; Palviainen & Finer 2012)	Scandinavie_nd	Épicéa commun	18, 30, 50, 52, 53, 58, 59, 62, 70, 85
Ingerslev & Hallbäckén 1999 ; Nord-Larsen 2002 ; Stupak et al 2008 ; Scarascia-Mugnozza et al 2000	Scandinavie_Danemark	Épicéa commun	29, 38, 39, 48, 59, 76
Finer et al 2003 ; Palviainen & Finer 2012 ; Tamminen et al 2012 / Derome et al 2007, Finer 1989, Kubin 1977, 1983, Ukonmanaho et al 2008 (données reportées par : Palviainen & Finer 2012)	Scandinavie_Finlande	Épicéa commun	30, 35, 62, 65, 75, 85, 100, 140, 137, 145, 250 et 60-75
Alriksson & Eriksson 1998 ; Cole & Rapp 1980 ; Eriksson & Rosen 1994 ; Nilsson & Wiklund 1995 ; Olsson et al 1996a, b ; Scarascia-Mugnozza et al 2000 / Bjorkroth & Rosen 1977, Eriksson et al 1996, Holmen 1964, Nihlgard 1972, Nykvist 1971, 1974, Rosen 1982 (données reportées par : Augusto et al 2000 ; Palviainen & Finer 2012)	Scandinavie_Suède	Épicéa commun	21, 27, 31, 35, 55, 60, 70, 100, 139, 155
Fomes et al 1970	USA_NY	Épicéa commun	33
Miller & Miller 1991 ; Miller 1995 (données reportées par : Augusto et al 2000)	nd	Épicéa de Sitka	50
Reynolds et al 2000	Royaume-Uni	Épicéa de Sitka	12
Binkley et al 1992	USA_OR	Épicéa de Sitka	55
Duchesne & Houle 2008 / Thiffault et al 2007 / Weetman & Webber 1972 (données reportées par : Freedman et al 1980)	Canada_QC	Epicéa noir	nd / 50 / 65
Cole & Rapp 1980	USA_AK	Epicéa noir	51, 55 et 130
Perala & Alban 1982	USA_MN	Épinette blanche	39, 41
Duchesne & Houle 2008	Canada_QC	Épinette rouge	nd
Johnson et al 1990 ; Pauley et al 1996 / Johnson & Lindberg 1992 (données reportées par : Pauley et al 1996)	USA_NC	Épinette rouge	nd
Madgwick et al 1982	Nouvelle-Zélande	Kauri	130
Miller & Miller 1991 ; Miller 1995 (données reportées par : Augusto et al 2000)	nd	Mélèze commun	63
Alriksson & Eriksson 1998	Scandinavie_Suède	Mélèze de Sibérie	27
Eriksson & Rosen 1994	Scandinavie_Suède	Mélèze du japon	35
Li et al 2003	USA_NC	Pin	60
Simpson et al 2000	Australie	Pin (hybride, pin d'Elliott et pin caraïbe)	3,25
Cole & Rapp 1980	USA_TN	Pin à feuilles courtes	30
Cole & Rapp 1980	USA_NC	Pin blanc d'Amérique	15
Egunjobi & Bada 1979 ; Kadeba & Aduayi 1986	Nigéria	Pin caraïbe	6, 10
Alifragis et al 2001	Grèce	Pin d'Alep	23, 48, 70 et >100
Hopmans & Elms 2009	Australie	Pin de Monterey	30
Merino et al 2005 ; Rodríguez Soalleiro et al 2007	Espagne	Pin de Monterey	30, 35
Webber & Madgwick 1983, Madgwick & Webber 1987 / Orman & Will 1960, Will 1968 (données reportées par : Freedman et al 1980)	NZ	Pin de Monterey	26, 29
Simpson et al 2000	Australie	Pin d'Elliott	29,4
Mann et al 1988	USA_FL	Pin d'Elliott	30
Barron-Gafford et al 2003 ; Cobb 2001	USA_GA	Pin d'Elliott	4 / >6
Carlson & Allen 2001 (données reportées par : Dovey 2005)	Afrique du Sud	Pin du Mexique	nd
Crous et al 2011	Swaziland	Pin du Mexique	15
Foster & Morrison 1976 (données reportées par : Fogel 1980 ; Foster & Morrison 1976)	Canada_ON	Pin gris	30
Thiffault et al 2007	Canada_QC	Pin gris	50
Morrison & Foster 1979 (données reportées par : Freedman et al 1980)	USA	Pin gris	65
Green & Grigal 1980 ; Perala et Alban 1982	USA_MN	Pin gris	39, 41, 65 et 69
Neiryneck et al 1998	Belgique	Pin Laricio de Corse	62
Ranger 1981 ; Ranger & Gelhaye 2006	France	Pin Laricio de Corse	18, 27
Miller et al 1980, Miller & Miller 1991, Miller 1995 (données reportées par : Augusto et al 2000)	nd	Pin Laricio de Corse	40, 50

Tableau A1.1 (Suite) Références sur les minéralomasses (axe 1).

Keay & Turton 1970	Australie	Pin maritime	14
Dambrine et al 2000 ; Merino et al 2005 ; Montero et al 1999 ; Rodríguez Soalleiro et al 2007	Espagne	Pin maritime	30, 40, 43, 45
Bert & Danjon 2006 ; Cacot 2007 ; Fraysse 2008 ; Khelifa 2011 ; Lemoine et al 1988 ; Saur et al 1992	France	Pin maritime	12, 16, 18, 25, 49, 50, 52, 53, 54, 55, 63
Perala & Alban 1982	USA_MN	Pin rouge	39 et 41
Fomes et al 1970	USA_NY	Pin rouge	32
Mo et al 1995 ; Yang et al 2011	Chine	Pin rouge de Chine	7, 17, 31, 51 / 12–69
Santa Regina & Tarazona 1999 ; Santa Regina et al 1997	Espagne	Pin sylvestre	50
Ovington 1959, 1962 ; Ovington & Madgewick 1959 (données reportées par : Augusto et al 2000 ; Fogel 1980 ; Freedman et al 1980 ; Rodin 1967)	Royaume-Uni	Pin sylvestre	20, 23, 33, 39 et 55
Kreutzer 1976 ; Miller & Miller 1991 ; Miller 1995 ; Wright & Will 1958 (données reportées par : Augusto et al 2000)	nd	Pin sylvestre	18, 28, 48, 64, 130, 140
Tamm 1969 (données reportées par : Palviainen & Finer 2012)	Scandinavie_nd	Pin sylvestre	39, 40, 72, 75
Finer et al 2003 / Derome et al 2007, Finer 1989, 1991, Helmisaari 1995, Helmisaari et al 2009, Laiho 1997, Lehtonen 1978, Malkonen 1972, 1973, 1974, Paavilainen 1980, Ukonmaanaho et al 2008 (données reportées par : Augusto et al 2000 ; Freedman et al 1980 ; Palviainen & Finer 2012)	Scandinavie_Finlande	Pin sylvestre	15, 28, 30, 45, 60, 65, 70, 85, 100, 125, 135, 140
Braekke & Haland 1995 (données reportées par : Palviainen & Finer 2012)	Scandinavie_Norvège	Pin sylvestre	nd
Alriksson & Eriksson 1998 ; Olsson et al 1996a, b ; Tamm et al 1999 / Bjorkroth & Rosen 1977, Bringmark 1977, Holmen 1964, Popovic & Burgtorf 1964 (données reportées par : Palviainen & Finer 2012 ; Augusto et al 2000)	Scandinavie_Suède	Pin sylvestre	>21, 27, 34, 44, 90–95, 120–150
Cornali 1999	Suisse	Pin sylvestre	nd
Barron-Gafford et al 2003 ; Carter et al 2006 ; Cobb 2001	USA_GA	Pin taeda	4, >6, 30
Carter et al 2002, 2006 ; Powers et al 2005	USA_LA	Pin taeda	19, 31, 52
Tew et al 1986 / Wells & Joergensen 1975 (données reportées par : Fogel 1980)	USA_NC	Pin taeda	16, 22
Switzer et al 1978 / Switzer & Nelson 1973 (données reportées par : Freedman et al 1980)	USA_nd	Pin taeda	20, 40, 60
Mann et al 1988 ; Van Lear et al 1984	USA_SC	Pin taeda	41
Johnson & Todd 1987	USA_TN	Pin taeda	nd
Carter et al 2002, 2006	USA_TX	Pin taeda	27
Alriksson & Eriksson 1998	Scandinavie_Suède	Pin tordu	27
Kimmins & Krumlík 1976 (données reportées par : Freedman et al 1980)	USA_nd	Pin tordu	125
Little & Shainsky 1992	USA_OR	Pin tordu	nd
Binkley et al 1992 ; Cole & Rapp 1980	USA_OR	Pruche de l'Ouest	55, 121
Cole & Rapp 1980	Japon	Pruche de Siebold	120–443
Duchesne & Houle 2008	Canada_QC	Sapin baumier	ND
Eriksson & Rosen 1994	Suède	Sapin blanc	35
Pauley et al 1996	USA_NC	Sapin de Fraser	ND
Ranger & Gelhaye 2006	France	Sapin de Nordmann	27
Cole & Rapp 1980	Japon	Sapin du japon	97–145
Eriksson & Rosen 1994	Suède	Sapin géant	35
Turner & Singer 1976	USA_WA	Sapin gracieux	170
Wang et al 2000	Canada_BC	Sapin subalpin	35
Liu et al 2004	Chine	Sapinette pourpre	32

Tableau A1.1 (Suite et fin) Références sur les minéralomasses (axe 1).

Egnell 2011 ; Egnell & Valinger 2003	Scandinavie_Suède	Divers : Pin sylvestre & épicéa commun	170 / nd
Powers et al 2005	Canada_BC	Divers : Zone sub-boréale de l'épicéa	140
Freedman et al 1980	Canada_NS	Divers : Epinette rouge & sapin baumier	nd
Weetman & Webber 1972 (données reportées par : Freedman et al 1980)	Canada_QC	Divers : Epinette rouge & sapin baumier	nd
Kimmins & Krumlik 1976 (données reportées par : Freedman et al 1980)	nd	Divers : Epinette blanche & sapin subalpin / Pruche subalpine & sapin gracieux / Pruche de l'Ouest & Cyprès de Nootka	350 à 550
Powers et al 2005	USA_CA	Divers : Sapin, pin & douglas	108
Powers et al 2005	USA_ID	Divers : Epicea, pin & douglas	120
Mann et al 1988	USA_ME	Divers : Epinette rouge & sapin baumier	60
Trettin et al 2011	USA_MI	Divers : Pin gris, épicéa noir & mélèze laricin	70

Les références sont regroupées par pays et par essence forestière (une même ligne peut regrouper plusieurs sites).
nd = non déterminé.

Minéralomasses / peuplements mixtes

Bormann & Sidle 1990	USA_AK	Épicéa de Sitka & Aulne de Sitka	50, 100 et 160
Carter et al 2002	USA_LA	Pin taeda & feuillus	19
Powers et al 2005	USA_NC	Pin & feuillus	65
Rutkowski & Stottlemeyer 1993	USA_MI	Bouleau & Peuplier & Epicea	nd
Rutkowski & Stottlemeyer 1993	USA_MI	Erable & Sapinette	nd
Thiffault et al 2007	Canada_QC	Sapin baumier & Bouleau à papier	50

Les références sont regroupées par pays et par essence forestière (une même ligne peut regrouper plusieurs sites).
nd = non déterminé.

Tableau A1.2 Références sur les impacts (fertilité biologique et chimique des sols, axe 2)

Références	Pays (& noms des sites)	Type de récolte	Durée écoulée après récolte (années)
Blumfield & Xu 2003 ; Chen & Xu 2005 ; Mathers & Xu 2003 ; Tutua et al 2008	Australie_QLD (Imbil State Forest & Toolara State Forest)	Coupe rase	de 0,2 à 2,2, 6,5 et 10
Mathers et al 2003 ; Mendham et al 2002, 2003 ; O'Connel et al 2000, 2004	Australie_WA (Busselton & Manjimup)	Coupe rase	0,5, 1, 2, 3, 4, 5, 6 et 7
Gonçalves et al 2000	Brésil	Coupe rase	1,75
Arocena 2000 ; Battigelli et al 2004 ; Hope 2006 ; Kabzem & Haeussler 2005 ; Kranabetter & Chapman 1999 ; Mariani et al 2006 ; Tan et al 2005, 2008 et 2009 ; Wei et al 1997, 2012	Canada_BC (Dairy Creek, Dawson Creek, Houston, Kamloops, Log Lake, Mud Creek, Prince George, Satah Mountain, Skulow Lake, Topley & Williams Lake)	Coupe rase	de 0 à 8,4 et 3–7
Moroni et al 2009 ; Roberts et al 1998 ; Titus et al 1997, 1998	Canada_NL (Badger West, Middleton Lake, Moose Pond & Pasadena)	Coupe rase	1, 2–3 et 3
Fleming et al 2006a	Canada_ON (Wells Township)	Coupe rase	4, 5 et 0–6
Mahendrapa et al 2006	Canada_PE (Charlotte-town)	Coupe rase	1, 2, 3, 4, 5 et 6
Duchesne & Houle 2006, 2008 ; Belanger et al 2003 ; Belleau et al 2006 ; Thiffault et al 2006, 2007, 2008	Canada_QC (Ashuapmushuan wildlife reserve, Lake Laflamme Watershed, Gouin Reservoir, Lake Duparquet, Forêt Montmorency, Gaspésie & Haute-Mauricie)	Coupe rase	0, 0,5, 1, 3 et 15–20
Huang et al 2013 ; Shaohui et al 2000 ; Xu et al 2000	Chine (2 sites)	Coupe rase	0, 2 & 15
Bouillet et al 2000 ; Laclau et al 2010 ; Nzila et al 2002 ; Versini et al 2012	Congo	Coupe rase	de 0 à 8
Edeso et al 1999 ; Merino et al 1998 ; Merino & Edeso 1999 ; Pérez-Batallón et al 2001	Espagne (Bizkaia, Gipuzkoa & Lugo)	Coupe rase	0,5, 1 et 4
Hardiyanto et al 2000	Indonésie	Coupe rase	0
Huang et al 2011a, b ; Jones et al 2008, 2011 ; Ross et al 1995 ; Smith et al 2000	Nouvelle-Zélande (Auckland, Berwick Forest, Kinleith, Tarawera & Woodhill)	Coupe rase	4, 5, 10, 12, 15, 16–17, 19 et 20
Proe et al 2001 ; Stevens & Hornung 1990 ; Vanguelova et al 2010 ; Walmsley et al 2009	Royaume Uni (Ae, Beddgelert forest, Kielder & Teindland)	Coupe rase	1, 2, 3, 4, 24 et 28
Tamminen et al 2012	Scandinavie_Finlande (13 sites)	Deux éclaircies	3–30 et 22–31
Saarsalmi et al 2010 ; Wall 2008 ; Wall & Hytonen 2011	Scandinavie_Finlande (4 sites)	Coupe rase	3,3, 23, 25 et 30
Smolander et al 2008, 2010	Scandinavie_Finlande (Petajavesi, Eno, Loppi, Ruokolahti)	Eclaircie	1, 2, 3, 4, 5, 10, 12–22, 19–29 et 11–21
Olsson et al 1999 ; Rosenberg & Jacobson 2004	Scandinavie_Suède (Amot, Orsas, Lakatrask, Munkfors, Vetlanda)	Eclaircie	4, 5, 16 et 17
Bengtsson et al 1997, 1998 ; Brandtberg & Olsson 2012 ; Nitterus et al 2007 ; Olsson et al 1996a, b ; Strömngren et al 2013	Scandinavie_Suède (Ivantjarnsheden, Kosta, Lovliden, Lund, Lyckan, Orebro, Parlahojden, Slogberget, Tonnersjoheden)	Coupe rase	5–7, 7, 8, 9, 15, 16, 15–18, 25
Powers et al 2005	USA_CA (Blodgett site, Central site, Challenge site, Wallace site)	Coupe rase	10
Carter et al 2006	USA_GA (Decatur)	Coupe rase	3 et 4
Han et al 2009	USA_ID	Coupe rase	ND
Carter et al 2002, 2006 ; Laiho et al 2003 ; Sanchez et al 2006a	USA_LA (Kisatchie National Forest, St Helena, Bienville)	Coupe rase	0,75, 1,75, 2, 3, 5 et 10
Hassett & Zak 2005	USA_MI (Huron & Ottawa)	Coupe rase	9
Klockow et al 2013	USA_MN (St. Louis County & Melrude & Orr)	Coupe rase	0,4
Ponder & Tadros 2002	USA_MO (Ozark : Carr Creek State Forest)	Coupe rase	4
Butnor et al 2006 ; Johnson et al 2002 ; Knoepp & Swank 1997 ; Laiho et al 2003 ; Li et al 2003, 2004 ; Mattson & Swank 1989 ; Piatek & Allen 1999 ; Sanchez et al 2006a, b ; Vitousek & Matson 1985 ; données reportées par Butnor et al 2006	USA_NC (Croatan National Forest, Coweeta, New Bern, Vance County, Southern Appalachians)	Coupe rase	0,5, 1, 1,5, 2, 2,5, 3, 4, 5, 6, 10, 14, 15, 2–5, 2–8, 3–6, 4–7 et 5–8, 15–16
Harrington & Schoenholtz 2010 ; Johnson et al 1982 ; Slesak et al 2011a, b ; Zabowski et al 2008	USA_OR (Apiary, Gates, Lagrande, Molalla, Sweethome)	Coupe rase	0,25, 5 et 20
Johnson et al 2002	USA_SC (Clemson)	Coupe rase	16
Johnson & Todd 1998 ; Johnson et al 2002	USA_TN (Oak Ridge)	Coupe rase	1 et 15
Bird et al 2000 ; Carter et al 2002, 2006	USA_TX (Tyler)	Coupe rase	0,5, 0,75, 1, 1, 2, 3 et 4
Devine et al 2012 ; Flaming 2001 ; Harrington & Schoenholtz 2010 ; Johnson et al 1982 ; Roberts et al 2005 ; Slesak et al 2011 ; Strahm et al 2005, 2009 ; Zabowski et al 2000, 2008	USA_WA (Entiat, Fall River, Hoodspout, Lake Wenatchee, Matlock, Naches, Olympia, Pacific county, Winthrop)	Coupe rase	0, 0,25, 0,8, 1, 1,25, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 et 20
Rittenhouse et al 2012	USA_WI (Burnett, Douglas, Marinette & Oneida)	Coupe rase	0–3

Les références sont regroupées par pays et en fonction du type de récolte (coupe rase ou éclaircie(s)). Une même ligne regroupe généralement plusieurs sites.

Tableau A1.3 Références sur les impacts (statut nutritionnel, taux de survie et croissance après récolte, axe 2)

Références	Pays (& noms des sites)	Essences	Type de récolte	Durée écoulée après récolte (années)
Status nutritionnel (concentrations foliaires)				
Tutua et al 2008	Australie_QLD (Toolara State Forest)	Pin hybride (Pin d'Elliott, pin Caraïbes)	Coupe rase	2, 4, 6 et 10
Tan et al 2006	Canada_BC (Dawson Creek)	Épinette blanche	Coupe rase	4
Tan et al 2006	Canada_BC (Dawson Creek)	Peuplier faux-tremble	Coupe rase	4
Thiffault et al 2006	Canada_QC (Forêt Montmorency & Gaspésie ; 2 sites)	Sapin Baumier	Coupe rase	15–20
Thiffault et al 2006, 2007	Canada_QC (Haute-Mauricie)	Épicéa noir	Coupe rase	15–20
Thiffault et al 2006, 2007	Canada_QC (Haute-Mauricie)	Pin gris	Coupe rase	15–20
Nzila et al 2002	Congo	Eucalyptus	Coupe rase	1
Merino & Edeso 1999	Espagne (Bizkaia & Gipuzkoa)	Pin de Monterey	Coupe rase	4
Madeira et al 2010	Portugal (Quinta do Furadouro)	Eucalyptus	Coupe rase	0,7, 1,2, 1,7, 2,2, 2,7, 3,7 et 4,2
Proe et al 1999 ; Vanguelova et al 2010	Royaume-Uni (Kielder Forest)	Épicéa de Sitka	Coupe rase	1, 2, 3, 4, 5 et 28
Nord-Larsen 2002	Scandinavie_Danemark (Klosterheden & Mangehoje ; 2 sites)	Épicéa commun	Eclaircie	3
Luiro et al 2009 ; Wall & Hytonen 2011	Scandinavie_Finlande (6 sites)	Épicéa commun	Coupe rase	4, 5, 10, 20 et 30
Luiro et al 2009 ; Saarsalmi et al 2010	Scandinavie_Finlande (9 sites)	Pin sylvestre	Coupe rase	3, 4, 5, 7, 10, 15, 22 et 24
Egnell & Valinger 2003 ; Olsson et al 2000	Scandinavie_Suède (Kosta & Lund ; 2 sites)	Pin sylvestre	Coupe rase	8, 16, 22 et 24
Olsson et al 2000 ; Sikstrom 2004	Scandinavie_Suède (Lovliden & Tonnersjoheden & Mangskog ; 3 sites)	Épicéa commun	Coupe rase	4–5, 8, 16 et 22
Jacobson et al 2000	Scandinavie_Suède, Finlande & Norvège (11 sites)	Pin sylvestre, épicéa commun	Eclaircie	5–7
Sanchez et al 2006a	USA_LA (Kisatchie)	Pin taeda	Coupe rase	10
Johnson & Todd 1998	USA_TN (Oak Ridge)	Chêne (mixte, chêne blanc, chêne châtaignier, chêne rouge)	Coupe rase	15
Johnson & Todd 1998	USA_TN (Oak Ridge)	Erable rouge	Coupe rase	15
Johnson & Todd 1998	USA_TN (Oak Ridge)	Peuplier jaune	Coupe rase	15
Ares et al 2007 ; Roberts et al 2005	USA_WA (Fall River, Olympia)	Douglas vert	Coupe rase	3, 4 et 5
Zabowski et al 2008	USA_WA_OR (moyenne de 4 sites dans l'état de l'Oregon et d'1 site dans l'état de Washington)	Douglas vert	Coupe rase	20

Les références sont regroupées par pays, en fonction des essences forestières et en fonction du type de récolte (coupe rase ou éclaircie(s)). Une même ligne regroupe généralement plusieurs sites.

Taux de survie

Tan et al 2009	Canada_BC (Emily Creek, Kootenay East & Mud Creek ; 3 sites)	Douglas vert	Coupe rase	3
Tan et al 2009	Canada_BC (Emily Creek, Kootenay East & Mud Creek ; 3 sites)	Pin de Murray	Coupe rase	3
Shaohui et al 2000	Chine	Sapin de Chine	Coupe rase	2
Egnell & Leijon 1999 ; Egnell & Valinger 2003	Scandinavie_Suède (Kosta & Lund ; 2 sites)	Pin sylvestre	Coupe rase	2, 3, 4, 5, 7, 10, 12, 15, 20 et 24
Egnell & Leijon 1999 ; Sikstrom 2004	Scandinavie_Suède (Lovliden & Tonnersjoheden & Mangskog ; 3 sites)	Épicéa commun	Coupe rase	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 10 et 15
Fleming et al 2006b	USA_CA (Cohasset)	Mixtes	Coupe rase	5
Carter et al 2006	USA_GA (Decatur)	Pin taeda	Coupe rase	5
Carter et al 2006	USA_LA (Bienville)	Pin taeda	Coupe rase	5
Fleming et al 2006b	USA_MO (Carr Creek)	Chêne rouge	Coupe rase	5
Fleming et al 2006b	USA_MO (Carr Creek)	Pin (<i>Pinus echinata</i>)	Coupe rase	5
Fleming et al 2006b	USA_MO (Carr Creek)	Chêne blanc	Coupe rase	5
Carter et al 2006 ; Fleming et al 2006b	USA_TX (Davy Crockett, Tyler)	Pin taeda	Coupe rase	5
Zabowski et al 2000	USA_WA (Entiat & Winthrop ; 2 sites)	Pin de Murray	Coupe rase	1, 3 et 5
Ares et al 2007 ; Harrington & Schoenholtz 2010 ; Zabowski et al 2000	USA_WA (Fall River, Lake Wenatchee, Matlock, Naches)	Douglas vert	Coupe rase	1, 2, 3, 4 et 5

Les références sont regroupées par pays, en fonction des essences forestières et en fonction du type de récolte (coupe rase ou éclaircie(s)). Une même ligne regroupe généralement plusieurs sites.

Tableau A1.3 (Suite) Références sur les impacts (statut nutritionnel, taux de survie et croissance après récolte, axe 2)

Hauteur

du Toit et al 2000, 2004	Afrique du Sud	Eucalyptus	Coupe rase	1, 1,2, 1,8, 2,7, 2,9 et 3,5
Tutua et al 2008	Australie_QLD (Toolara State Forest)	Pin hybride (Pin d'Elliott, pin Caraïbes)	Coupe rase	10
Kabzem & Haeussler 2005 ; Tan et al 2006	Canada_BC (Dawson Creek)	Epinette blanche	Coupe rase	1, 2, 3, 4 et 5
Kabzem & Haeussler 2005 ; Tan et al 2006	Canada_BC (Dawson Creek)	Peuplier faux-tremble	Coupe rase	1, 2, 3, 4 et 5
Tan et al 2009 ; Hope 2006	Canada_BC (Emily Creek, Kootenay East, Mud Creek & Kamloops ; 4 sites)	Douglas vert	Coupe rase	3
Hope 2006 ; Tan et al 2009 ; Wei et al 2012	Canada_BC (Emily Creek, Kootenay East, Mud Creek, Satah Mountain & Kamloops ; 5 sites)	Pin de Murray	Coupe rase	1, 2, 3, 4, 5, 8 et 9
Mahendrappa et al 2006	Canada_PE	Epinette blanche	Coupe rase	5 et 11
Mahendrappa et al 2006	Canada_PE	Pin Weymouth	Coupe rase	5 et 11
Huang et al 2013 ; Shaohui et al 2000	Chine	Sapin de Chine	Coupe rase	2 & 15
Laclau et al 2010 ; Nzila et al 2002 ; Versini et al 2012	Congo	Eucalyptus	Coupe rase	0,5, 1, 1,6, 2, 2,5, 3, 4, 5,2, 6 et 7
Merino & Edeso 1999	Espagne (Bizkaia & Gipuzkoa ; 2 sites)	Pin de Monterey	Coupe rase	4
Jones et al 1999	Espagne (Monte Jario & Pazo de Villaje ; 2 sites)	Eucalyptus	Coupe rase	0,2, 0,3, 0,5, 0,7, 1, 1,3, 1,8, 2,1 et 2,4
Frasse 2008	France (6 sites)	Pin maritime	Coupe rase	19, 22, 26, 28 et 29
Cameiro et al 2009 ; Jones et al 1999 ; Madeira et al 2010	Portugal (Quinta do Furadouro & Vale Pequeno ; 2 sites)	Eucalyptus	Coupe rase	0,2, 0,3, 0,5, 0,6, 0,8, 1,1, 1,3, 1,5, 1,6, 1,8, 2,3, 2,4, 3,5, 4,4 et 5,75
Proe et al 1996, 1999 ; Walmsley et al 2009	Royaume-Uni (Beddgelert forest, Kielder Forest ; 3 études)	Épicéa de Sitka	Coupe rase	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 23
Nord-Larsen 2002	Scandinavie_Danemark (Klosterheden & Mangehoje ; 2 sites)	Épicéa commun	Eclaircie	3 et 10
Wall & Hytonen 2011	Scandinavie_Finlande	Épicéa commun	Coupe rase	30
Wall & Hytonen 2011	Scandinavie_Finlande	Pin, bouleau & épicéa	Coupe rase	30
Saarsalmi et al 2010	Scandinavie_Finlande (2 sites)	Pin sylvestre	Coupe rase	22 et 17–22
Egnell 2011 ; Egnell & Leijon 1999 ; Sikstrom 2004	Scandinavie_Suède (Lovliden, Tonnersjoheden & Mangskog ; 3 sites)	Épicéa commun	Coupe rase	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 15, 21 et 31
Egnell & Leijon 1999 ; Egnell & Valinger 2003	Scandinavie_Suède (Kosta & Lund ; 2 sites)	Pin sylvestre	Coupe rase	7, 10, 12, 15, 20 et 24
Carter et al 2006	USA_GA (Decatur)	Pin taeda	Coupe rase	5
Carter et al 2006 ; Laiho et al 2003	USA_LA (Bienville, St Helena, Kisatchie National Forest ; 3 sites)	Pin taeda	Coupe rase	4 et 5
Laiho et al 2003	USA_NC (Croatan National Forest)	Pin taeda	Coupe rase	5
Harrington & Schoenholtj 2010	USA_OR (Molalla)	Douglas vert	Coupe rase	0, 1, 2, 3, 4 et 5
Carter et al 2006	USA_TX (Tyler)	Pin taeda	Coupe rase	5
Zabowski et al 2000	USA_WA (Entiat & Winthrop ; 2 sites)	Pin de Murray	Coupe rase	1, 3 et 5
Ares et al 2007 ; Zabowski et al 2000 ; Harrington & Schoenholtj 2010 ; Roberts et al 2005	USA_WA (Fall River, Lake Wenatchee, Naches, Matlock & Olympia ; 5 sites)	Douglas vert	Coupe rase	0, 1, 2, 3, 4 et 5

Les références sont regroupées par pays, en fonction des essences forestières et en fonction du type de récolte (coupe rase ou éclaircie(s)). Une même ligne regroupe généralement plusieurs sites.

Tableau A1.3 (Suite) Références sur les impacts (statut nutritionnel, taux de survie et croissance après récolte, axe 2)**Diamètre**

du Toit et al 2004	Afrique du Sud	Eucalyptus	Coupe rase	0,2, 0,4, 0,5, 0,6, 0,8, 0,98, 1,1, 1,2, 1,8, 2, 2,7, 2,9 et 3,5
Tutua et al 2008	Australie_QLD (Toolara State Forest)	Pin hybride (Pin d'Elliott, pin Caraïbes)	Coupe rase	2, 4, 6, 8 et 10
Gonçalves et al 1999	Brésil	Eucalyptus	Coupe rase	3,25
Tan et al 2006	Canada_BC (Dawson Creek)	Épinette blanche	Coupe rase	4
Tan et al 2009	Canada_BC (Emily Creek, Kootenay East & Mud Creek ; 3 sites)	Douglas vert	Coupe rase	3
Tan et al 2009 ; Wei et al 2012	Canada_BC (Emily Creek, Kootenay East, Mud Creek, Satah Mountain ; 4 sites)	Pin de Murray	Coupe rase	1, 2, 3, 4, 5, 8 et 9
Huang et al 2013 ; Shaohui et al 2000	Chine	Sapin de Chine	Coupe rase	2 à 15
Nzila et al 2002	Congo	Eucalyptus	Coupe rase	1 et 2
Merino & Edeso 1999	Espagne (Bizkaia & Gipuzkoa ; 2 sites)	Pin de Monterey	Coupe rase	4
Jones et al 1999	Espagne (Monte Jarrio & Pazo de Villaje ; 2 sites)	Eucalyptus	Coupe rase	2,42
Frayssé 2008	France (6 sites)	Pin maritime	Coupe rase	19, 22, 26, 28 et 29
Smith et al 2000	Nouvelle-Zélande (Woodhill)	Pin de Monterey	Coupe rase	3, 4, 5, 7, 8, 9, 10 et 11
Cameiro et al 2009 ; Jones et al 1999 ; Madeira et al 2010	Portugal (Quinta do Furadouro & Vale Pequeno ; 2 sites)	Eucalyptus	Coupe rase	2,25, 2,42, 3,50, 4,42 et 5,67
Proe et al 1996 ; Vanguelova et al 2010 ; Walmsley et al 2009	Royaume-Uni (Beddgelert forest & Kielder Forest ; 2 sites)	Épicéa de Sitka	Coupe rase	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 23 et 28
Nord-Larsen 2002	Scandinavie_Danemark (Klosterheden & Mangehoje ; 2 sites)	Épicéa commun	Eclaircie	3 et 10
Wall & Hytonen 2011	Scandinavie_Finlande	Pin, bouleau & épicéa	Coupe rase	30
Saarsalmi et al 2010	Scandinavie_Finlande (2 sites)	Pin sylvestre	Coupe rase	22
Carter et al 2006	USA_GA (Decatur)	Pin taeda	Coupe rase	5
Carter et al 2006	USA_LA (Bienville)	Pin taeda	Coupe rase	5
Fleming et al 2006b	USA_MN (Chippewa)	Peuplier faux-tremble	Coupe rase	5
Fleming et al 2006b	USA_MS (DeSoto)	Pin taeda	Coupe rase	5
Fleming et al 2006b	USA_NC (Croatan)	Pin taeda	Coupe rase	5
Harrington & Schoenholtz 2010	USA_OR_Molalla (LTSP)	Douglas vert	Coupe rase	0, 1, 2, 3, 4 et 5
Carter et al 2006	USA_TX (Tyler)	Pin taeda	Coupe rase	5
Ares et al 2007 ; Harrington & Schoenholtz 2010 ; Roberts et al 2005	USA_WA (Fall River, Olympia & Matlock ; 3 sites)	Douglas vert	Coupe rase	0, 1, 2, 3, 4 et 5

Les références sont regroupées par pays, en fonction des essences forestières et en fonction du type de récolte (coupe rase ou éclaircie(s)). Une même ligne regroupe généralement plusieurs sites.

Tableau A1.3 (Suite et fin) Références sur les impacts (statut nutritionnel, taux de survie et croissance après récolte, axe 2)

Surface terrière, volume et biomasse

du Toit 2008	Afrique du Sud	Eucalyptus	Coupe rase	1,8, 2, 2,7 et 3
Mendham et al 2003	Australie (Busselton & Manjimup ; 2 sites)	Eucalyptus	Coupe rase	1, 2, 3, 4, 5 et 6
Tutua et al 2008	Australie_QLD (Toolara State Forest)	Pin hybride (Pin d'Elliott, pin Caraïbes)	Coupe rase	2, 4, 6, 8 et 10
Gonçalves et al 1999	Brésil	Eucalyptus	Coupe rase	3,25
Huang et al 2013 ; Shaohui et al 2000	Chine	Sapin de Chine	Coupe rase	2 & 15
Laclau et al 2010 ; Nzila et al 2002 ; Versini et al 2012	Congo	Eucalyptus	Coupe rase	1, 2, 2,5, 3, 4, 5,2, 6 et 7
Frayse 2008	France (6 sites)	Pin maritime	Coupe rase	19, 22, 26, 28 et 29
Sankaran et al 2000	Inde (Kyampooovam & Punnala & Suryanelli & Vattavada ; 4 sites)	Eucalyptus	Coupe rase	1
Jones et al 2011 ; Ross et al 1995	Nouvelle Zélande (Auckland & Kinleith ; 2 sites)	Pin de Monterey	Coupe rase	5 et 15
Proe et al 1996, 1999, 2001 ; Walmsley et al 2009	Royaume-Uni (Beddgelert forest, Kielder Forest, Teindland & Ae ; 4 sites)	Épicéa de Sitka	Coupe rase	2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12 et 23
Nord-Larsen 2002	Scandinavie_Danemark (Klosterheden & Mangehoje ; 2 sites)	Épicéa commun	Eclaircie	3, 10, 1-4 et 4-10
Wall & Hytonen 2011	Scandinavie_Finlande	Épicéa commun	Coupe rase	30
Wall & Hytonen 2011	Scandinavie_Finlande	Pin, bouleau & épicéa	Coupe rase	30
Helmisaari et al 2011	Scandinavie_Finlande (14 sites)	Pin sylvestre	Eclaircie	1-10 et 11-20
Saarsalmi et al 2010	Scandinavie_Finlande (2 sites)	Pin sylvestre	Coupe rase	22
Helmisaari et al 2011	Scandinavie_Finlande (8 sites)	Épicéa commun	Eclaircie	1-10 et 11-20
Egnell & Leijon 1997	Scandinavie_Suède (Borrestad & Granhult ; 2 sites)	Épicéa commun	Eclaircie	1, 2, 4, 6 et 10
Egnell & Leijon 1997	Scandinavie_Suède (Grano & Mesele ; 2 sites)	Pin sylvestre	Eclaircie	1, 2, 4, 6 et 10
Egnell & Leijon 1999 ; Egnell & Valinger 2003	Scandinavie_Suède (Kosta & Lund ; 2 sites)	Pin sylvestre	Coupe rase	10, 12, 15, 16, 20 et 24
Egnell 2011 ; Egnell & Leijon 1999	Scandinavie_Suède (Lovliden, Tonnersjoheden ; 2 sites)	Épicéa commun	Coupe rase	15, 21, 27 et 31
Jacobson et al 2000	Scandinavie_Suède, Finlande & Norvège (11 sites)	Pin sylvestre, épicéa commun	Eclaircie	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 et 10
Carter et al 2006 ; Scott & Dean 2006	USA_GA (Decatur & Bainbridge ; 2 sites)	Pin taeda	Coupe rase	5 et 7
Carter et al 2006 ; Scott & Dean 2006 ; Laiho et al 2003 ; Sanchez et al 2006a	USA_LA (Bienville, Bryceland, Kisatchie National Forest ; 3 sites)	Pin taeda	Coupe rase	5, 7 et 10
Hassett & Zak 2005	USA_MI (Huron & Ottawa ; 2 sites)	Peuplier tremble	Coupe rase	8 et 10
Scott & Dean 2006	USA_MS (DeSoto National Forest)	Pin taeda	Coupe rase	10
Laiho et al 2003 ; Mann et al 1988 ; Sanchez et al 2006a ; Scott et al 2004 (données reportées par : Butnor et al 2006)	USA_NC (Coweeta : Nantahala National Forest, Croatan National Forest ; 2 sites)	Pin taeda	Coupe rase	1, 3, 5 et 10
Cox and Van Lear 1985 (données reportées par : Mann et al 1988) ; Johnson et al 2002	USA_SC (Clemson)	Pin taeda	Coupe rase	1, 2, 5 et 16
Johnson et al 2002 ; Mann et al 1988	USA_TN (Oak Ridge)	Chêne	Coupe rase	1, 2, 3, 4 et 15
Carter et al 2006 ; Scott & Dean 2006	USA_TX (Davy Crockett National Forest, Fred, Tyler county ; 3 sites)	Pin taeda	Coupe rase	5 et 7
Ares et al 2007 ; Roberts et al 2005	USA_WA (Fall River & Olympia ; 2 sites)	Douglas vert	Coupe rase	2, 3 et 5

Les références sont regroupées par pays, en fonction des essences forestières et en fonction du type de récolte (coupe rase ou éclaircie(s)). Une même ligne regroupe généralement plusieurs sites.

Annexe 2 : Modifications des exportations d'éléments minéraux (axe 1)

Tableau A2.1 Relations entre les minéralomasses (y en kg/ha) et la biomasse du tronc (bois + écorce, xen t/ha), gamme de biomasse du tronc (en t/ha) pour laquelle les minéralomasses peuvent être estimées et indice de confiance (IC).

Élément	Récolte	Modèle	paramètre a	paramètre b	n_{obs}	r^2	P	Gamme	IC
Bouleau									
N	BT	$y=ax^b$	3,8722	0,6376	9	0,86	<0,0001	10–110	excellent
N	TT	$y=ax^b$	4,2674	0,7453	29	0,92	<0,0001	10–150	excellent
N	TTB	$y=ax^b$	8,2710	0,6973	23	0,86	<0,0001	10–150	excellent
N	TTBF	$y=ax^b$	17,1810	0,6134	30	0,78	<0,0001	10–150	excellent
N	TTBFR	$y=ax^b$	10,5250	0,8228	7	0,98	<0,0001	50–140	excellent
P	BT	$y=ax^b$	0,8814	0,4476	9	0,47	0,041	10–110	moyen
P	TT	$y=ax^b$	0,6590	0,6217	28	0,72	<0,0001	10–150	élevé
P	TTB	$y=ax^b$	1,2662	0,5686	22	0,71	<0,0001	10–150	élevé
P	TTBF	$y=ax^b$	2,3967	0,5102	29	0,57	<0,0001	10–150	élevé
P	TTBFR	$y=ax^b$	1,1651	0,7689	7	0,91	0,001	50–140	excellent
K	BT	$y=ax^b$	2,0339	0,6404	9	0,74	0,003	10–110	élevé
K	TT	$y=ax^b$	2,2351	0,7061	28	0,85	<0,0001	10–150	excellent
K	TTB	$y=ax^b$	4,2162	0,6391	22	0,85	<0,0001	10–150	excellent
K	TTBF	$y=ax^b$	7,2588	0,6126	29	0,78	<0,0001	10–150	excellent
K	TTBFR	$y=ax^b$	4,9815	0,7600	7	0,98	<0,0001	50–140	excellent
Ca	BT	nd	<i>moyenne = 49 kg/ha</i>		4	nd	nd	60–110	nd
Ca	TT	$y=ax^b$	2,9600	0,8545	23	0,87	<0,0001	20–150	excellent
Ca	TTB	$y=ax^b$	6,3915	0,7800	17	0,87	<0,0001	20–150	excellent
Ca	TTBF	$y=ax^b$	6,6964	0,7860	24	0,88	<0,0001	20–150	excellent
Ca	TTBFR	$y=ax^b$	10,0840	0,8093	7	0,98	<0,0001	50–140	excellent
Mg	BT	nd	<i>moyenne = 16 kg/ha</i>		4	nd	nd	60–110	nd
Mg	TT	$y=ax^b$	0,3196	0,9152	16	0,97	<0,0001	30–140	excellent
Mg	TTB	$y=ax^b$	0,4873	0,8996	17	0,96	<0,0001	30–140	excellent
Mg	TTBF	$y=ax^b$	0,7957	0,8468	17	0,92	<0,0001	30–140	excellent
Mg	TTBFR	$y=ax^b$	1,0256	0,9008	7	0,95	<0,0001	50–140	excellent

nd = non déterminé (effectif trop faible).

Châtaignier

N	BT	$y=ax^b$	4,6356	0,6232	5	1,00	<0,0001	10–120	excellent
N	TT	$y=ax^b$	5,2603	0,6345	17	0,44	0,004	10–140	moyen
N	TTB	$y=ax^b$	9,7291	0,6441	17	0,66	<0,0001	10–140	élevé
N	TTBF	$y=ax^b$	52,4600	0,3397	11	0,47	0,019	10–120	moyen
N	TTBFR	nd	nd	nd	0	nd	nd	nd	nd
P [#]	BT	$y=ax^b$	<i>similaire à TT</i>		5	0,99	<0,0001	10–120	excellent
P [#]	TT	$y=ax^b$	0,6838	0,4729	15	0,37	0,016	10–140	moyen
P [#]	TTB	$y=ax^b$	1,3065	0,5010	15	0,69	<0,0001	10–140	élevé
P [#]	TTBF	$y=ax^b$	3,4282	0,4178	9	0,87	<0,0001	10–120	excellent
P [#]	TTBFR	nd	nd	nd	0	nd	nd	nd	nd
K	BT	$y=ax^b$	<i>similaire à TT</i>		5	0,99	<0,0001	10–120	excellent
K	TT	$y=ax^b$	3,3794	0,5050	17	0,29	0,025	10–140	moyen
K	TTB	$y=ax^b$	6,4518	0,5614	17	0,70	<0,0001	10–140	élevé
K	TTBF	$y=ax^b$	20,9460	0,3746	11	0,67	0,002	10–120	élevé
K	TTBFR	nd	nd	nd	0	nd	nd	nd	nd
Ca	BT	$y=ax^b$	1,7350	0,6186	5	0,99	<0,0001	10–120	excellent
Ca	TT	$y=ax^b$	8,4702	0,6423	17	0,49	0,002	10–140	moyen
Ca	TTB	$y=ax^b$	12,5500	0,6684	17	0,68	<0,0001	10–140	élevé
Ca	TTBF	$y=ax^b$	28,3490	0,5202	11	0,59	0,006	10–120	élevé
Ca	TTBFR	nd	nd	nd	0	nd	nd	nd	nd
Mg	BT	$y=ax^b$	0,8231	0,6206	5	0,99	<0,0001	10–120	excellent
Mg	TT	$y=ax^b$	1,3925	0,6583	17	0,71	<0,0001	10–140	élevé
Mg	TTB	$y=ax^b$	1,9152	0,7229	17	0,73	<0,0001	10–140	élevé
Mg	TTBF	$y=ax^b$	9,0851	0,4084	11	0,56	0,008	10–120	élevé
Mg	TTBFR	nd	nd	nd	0	nd	nd	nd	nd

nd = non déterminé (effectif trop faible).

deux sites retirés pour P (voir annexe 2, figure A2.10)

Tableau A2.1 (suite)

Élément	Récolte	Modèle	paramètre a	paramètre b	n_{obs}	r^2	P	Gamme	IC
Chêne									
N	BT	$y=ax^b$	1,4867	1,0000	6	0,91	<0,0001	30–210	excellent
N	TT	$y=ax^b$	6,7645	0,7573	27	0,85	<0,0001	10–240	excellent
N	TTB	$y=ax^b$	4,1451	0,9689	40	0,94	<0,0001	10–300	excellent
N	TTBF [†]	$y=ax^b$	14,5020	0,7346	35	0,92	<0,0001	10–150	excellent
N	TTBFR	$y=ax^b$	33,5290	0,6202	13	0,30	0,052	70–300	moyen
P [#]	BT	$y=ax^b$	0,4419	0,6242	7	0,35	0,162	30–470	moyen
P [#]	TT	$y=ax^b$	0,5721	0,6974	26	0,63	<0,0001	10–470	élevé
P [#]	TTB	$y=ax^b$	0,9695	0,7470	30	0,78	<0,0001	10–470	excellent
P [#]	TTBF [‡]	$y=ax^b$	2,4499	0,5849	30	0,86	<0,0001	10–200	excellent
P [#]	TTBFR	$y=ax^b$	0,5419	0,9450	11	0,35	0,054	70–300	moyen
K [#]	BT	$y=ax^b$	1,1612	0,9458	7	0,96	<0,0001	30–470	excellent
K [#]	TT	$y=ax^b$	3,8190	0,7659	27	0,88	<0,0001	10–470	excellent
K [#]	TTB	$y=ax^b$	5,6453	0,7668	30	0,89	<0,0001	10–470	excellent
K [#]	TTBF	$y=ax^b$	8,2330	0,7214	30	0,95	<0,0001	10–240	excellent
K [#]	TTBFR	$y=ax^b$	32,6460	0,4921	11	0,14	0,259	70–240	faible
Ca [#]	BT	$y=ax^b$	6,8519	0,4535	7	0,23	0,275	30–470	faible
Ca [#]	TT	$y=ax^b$	12,4870	0,7606	22	0,30	0,009	10–470	moyen
Ca [#]	TTB	$y=ax^b$	18,3890	0,7872	30	0,68	<0,0001	10–470	élevé
Ca [#]	TTBF	$y=ax^b$	16,4410	0,8489	30	0,88	<0,0001	10–300	excellent
Ca [#]	TTBFR	$y=ax^b$	38,7160	0,6977	11	0,46	0,022	70–240	moyen
Mg	BT	$y=ax^b$	0,1470	0,8821	7	0,56	0,053	30–470	élevé
Mg	TT	$y=ax^b$	0,4068	0,8785	21	0,45	0,001	30–470	moyen
Mg	TTB	$y=ax^b$	1,0088	0,8108	28	0,84	<0,0001	10–470	excellent
Mg	TTBF	$y=ax^b$	2,2021	0,6919	28	0,92	<0,0001	10–240	excellent
Mg	TTBFR	$y=ax^b$	1,7033	0,8106	9	0,46	0,044	70–240	moyen

nd = non déterminé (effectif trop faible).

un site retiré pour P, 2 sites retirés pour K, Ca et Mg (voir annexe 2, **figure A2.10**)

† $y = -0,0039x^2 + 4,6999x + 25,538$ ($r^2 = 0,79$; gamme = 10-300 t/ha)

‡ $y = 0,2493x + 10,358$ ($r^2 = 0,62$; gamme = 50-300 t/ha)

Eucalyptus[†]

N	BT	$y=ax^b$	1,8298	0,9121	24 (22)	0,90 (0,77) [†]	<0,0001 (<0,0001) [†]	5–170	excellent
N	TT	$y=ax^b$	3,7891	0,7834	27 (25)	0,84 (0,65)	<0,0001 (<0,0001)	5–170	élevé
N	TTB	$y=ax^b$	6,1370	0,7536	23 (21)	0,92 (0,83)	<0,0001 (<0,0001)	5–170	excellent
N	TTBF	$y=ax^b$	27,8850	0,5003	28 (26)	0,77 (0,66)	<0,0001 (<0,0001)	5–170	élevé
N	TTBFR	nd	nd	nd	2	nd	nd	nd	nd
P	BT	$y=ax^b$	0,5431	0,7331	24 (22)	0,63 (0,30)	<0,0001 (0,009)	5–140	moyen
P [#]	TT	$y=ax^b$	1,3348	0,6014	26 (24)	0,56 (0,22)	<0,0001 (0,02)	5–140	faible
P	TTB	$y=ax^b$	2,2210	0,5675	23 (21)	0,66 (0,37)	<0,0001 (0,003)	5–140	moyen
P	TTBF	$y=ax^b$	3,3855	0,5076	28 (26)	0,65 (0,54)	<0,0001 (<0,0001)	5–140	élevé
P	TTBFR	nd	nd	nd	2	nd	nd	nd	nd
K	BT	$y=ax^b$	3,2245	0,6591	19 (18)	0,48 (0,08)	0,001 (0,271)	5–210	faible
K	TT	$y=ax^b$	7,4630	0,5364	22 (21)	0,35 (0,04)	0,004 (0,292)	5–210	faible
K	TTB	$y=ax^b$	10,2720	0,5566	18 (17)	0,43 (0,07)	0,003 (0,317)	5–210	faible
K	TTBF	$y=ax^b$	17,8990	0,4847	23 (22)	0,42 (0,19)	0,001 (0,043)	5–210	faible
K	TTBFR	nd	nd	nd	2	nd	nd	nd	nd
Ca	BT	$y=ax^b$	0,3725	1,0220	15 (14)	0,68 (0,21)	<0,0001 (0,096)	5–210	faible
Ca	TT	$y=ax^b$	3,8803	0,7489	18 (17)	0,39 (0,11)	0,006 (0,192)	5–210	faible
Ca	TTB	$y=ax^b$	6,6855	0,7293	14 (13)	0,38 (0,05)	0,018 (0,481)	5–210	faible
Ca	TTBF	$y=ax^b$	55,7860	0,3635	19 (18)	0,12 (0,01)	0,150 (0,724)	5–210	faible
Ca	TTBFR	nd	nd	nd	2	nd	nd	nd	nd
Mg	BT	$y=ax^b$	0,8946	0,6483	20 (18)	0,88 (0,72)	<0,0001 (<0,0001)	5–210	élevé
Mg	TT	$y=ax^b$	4,0630	0,4553	23 (21)	0,51 (0,21)	<0,0001 (0,038)	5–210	faible
Mg	TTB	$y=ax^b$	5,2454	0,5086	19 (17)	0,83 (0,58)	<0,0001 (<0,0001)	5–210	élevé
Mg	TTBF	$y=ax^b$	14,8410	0,3374	24 (22)	0,62 (0,28)	<0,0001 (0,011)	5–210	moyen
Mg	TTBFR	nd	nd	nd	2	nd	nd	nd	nd

nd = non déterminé (effectif trop faible).

† pour certains cas (notamment pour K et Ca), les relations entre minéralomasses et biomasse du tronc ne sont plus significatives lorsqu'un cas d'étude est retiré de l'analyse (biomasse du tronc = 2,4-2,8 t/ha). Les résultats de l'analyse statistique, réalisée sans ce cas d'étude, sont présentés entre parenthèses.

un site retiré de l'analyse pour P (voir annexe 2, **figure A2.11**).

Tableau A2.1 (suite)

Élément	Récolte	Modèle	paramètre a	paramètre b	n_{obs}	r^2	P	Gamme	IC
Hêtre									
N	BT	nd	nd	nd	1	nd	nd	nd	nd
N	TT	$y=ax^b$	2,5034	0,8845	18	0,69	<0,0001	100–360	élevé
N	TTB	$y=ax^b$	7,7513	0,7764	12	0,36	0,039	100–260	moyen
N	TTBF	$y=ax^b$	5,1332	0,9045	15	0,48	0,004	100–260	moyen
N	TTBFR	$y=ax^b$	8,8325	0,8219	9	0,34	0,097	110–260	moyen
P	BT	nd	nd	nd	2	nd	nd	nd	nd
P	TT	$y=ax^b$	0,8308	0,6174	18	0,25	0,037	100–650	faible
P	TTB	$y=ax^b$	1,1854	0,6688	12	0,35	0,041	110–650	moyen
P	TTBF	$y=ax^b$	14,7090	0,2261	14	0,03	0,535	100–260	faible
P	TTBFR	$y=ax^b$	13,1800	0,3017	9	0,06	0,508	110–260	faible
P [#]	TT	$y=ax^b$	0,5453	0,7145	17	0,49	0,002	100–650	moyen
P [#]	TTB	$y=ax^b$	0,8057	0,7611	11	0,67	0,002	110–650	élevé
P [#]	TTBF	$y=ax^b$	4,5732	0,4654	13	0,23	0,096	100–260	faible
P [#]	TTBFR	$y=ax^b$	3,5641	0,5675	8	0,29	0,172	110–260	moyen
K	BT	nd	nd	nd	2	nd	nd	nd	nd
K	TT	$y=ax^b$	0,6568	1,0887	18	0,86	<0,0001	100–650	excellent
K	TTB	$y=ax^b$	0,4877	1,2105	12	0,87	<0,0001	110–650	excellent
K	TTBF	$y=ax^b$	1,0530	1,0935	14	0,77	<0,0001	100–260	excellent
K	TTBFR	$y=ax^b$	0,5770	1,2475	9	0,71	0,005	110–260	élevé
Ca	BT	nd	nd	nd	2	nd	nd	nd	nd
Ca	TT	$y=ax^b$	0,7019	1,1351	18	0,70	<0,0001	100–650	élevé
Ca	TTB	$y=ax^b$	1,8013	1,0550	12	0,68	0,001	110–650	élevé
Ca	TTBF	$y=ax^b$	0,6456	1,2734	14	0,61	0,001	100–260	élevé
Ca	TTBFR	$y=ax^b$	2,3965	1,0738	9	0,38	0,077	110–260	moyen
Mg	BT	nd	nd	nd	2	nd	nd	nd	nd
Mg	TT	$y=ax^b$	0,2421	0,9792	18	0,75	<0,0001	100–650	élevé
Mg	TTB	$y=ax^b$	0,0900	1,2178	12	0,83	<0,0001	110–650	excellent
Mg	TTBF	$y=ax^b$	0,1546	1,1489	14	0,55	0,002	100–260	élevé
Mg	TTBFR	$y=ax^b$	0,0196	1,5935	9	0,69	0,006	110–260	élevé

nd = non déterminé (effectif trop faible).

un site retiré de l'analyse (voir annexe 2, figure A2.11).

Peuplier

N	BT	$y=ax^b$	0,8383	1,0585	15	0,90	<0,0001	5–260	excellent
N	TT	$y=ax^b$	1,8012	1,0000	33	0,86	<0,0001	5–260	excellent
N	TTB	$y=ax^b$	5,8306	0,8019	34	0,73	<0,0001	5–260	élevé
N	TTBF	$y=ax^b$	5,7802	0,8323	22	0,80	<0,0001	5–260	excellent
N	TTBFR	nd	nd	nd	5	nd	nd	nd	nd
P	BT	$y=ax^b$	0,1681	0,9516	15	0,79	<0,0001	5–260	excellent
P	TT	$y=ax^b$	0,3127	0,9945	28	0,79	<0,0001	5–260	excellent
P	TTB	$y=ax^b$	0,6342	0,9359	30	0,74	<0,0001	40–260	élevé
P	TTBF	$y=ax^b$	1,1822	0,8292	21	0,71	<0,0001	40–260	élevé
P	TTBFR	nd	nd	nd	5	nd	nd	nd	nd
K	BT	$y=ax^b$	0,6219	1,1115	15	0,93	<0,0001	5–260	excellent
K	TT	$y=ax^b$	1,2996	1,0130	28	0,85	<0,0001	5–260	excellent
K	TTB	$y=ax^b$	2,5824	0,9215	30	0,83	<0,0001	5–260	excellent
K	TTBF	$y=ax^b$	3,4357	0,8685	21	0,89	<0,0001	5–260	excellent
K	TTBFR	nd	nd	nd	5	nd	nd	nd	nd
Ca	BT	$y=ax^b$	0,6182	1,2921	15	0,87	<0,0001	5–260	excellent
Ca	TT	$y=ax^b$	2,1540	1,1643	24	0,90	<0,0001	5–260	excellent
Ca	TTB	$y=ax^b$	3,8769	1,1089	26	0,86	<0,0001	5–260	excellent
Ca	TTBF	$y=ax^b$	3,9373	1,0937	17	0,91	<0,0001	5–260	excellent
Ca	TTBFR	nd	nd	nd	5	nd	nd	nd	nd
Mg	BT	$y=ax^b$	0,2114	1,1068	15	0,87	<0,0001	5–260	excellent
Mg	TT	$y=ax^b$	0,5467	0,9445	24	0,79	<0,0001	5–260	excellent
Mg	TTB	$y=ax^b$	1,0309	0,8857	26	0,85	<0,0001	5–260	excellent
Mg	TTBF	$y=ax^b$	1,4646	0,8606	17	0,90	<0,0001	5–260	excellent
Mg	TTBFR	nd	nd	nd	5	nd	nd	nd	nd

nd = non déterminé (effectif trop faible).

Tableau A2.1 (suite)

Élément	Récolte	Modèle	paramètre a	paramètre b	n_{obs}	r^2	P	Gamme	IC
Douglas									
N	BT	$y=ax^b$	1,4397	0,7888	28	0,66	<0,0001	10–360	élevé
N	TT	$y=ax^b$	2,2392	0,8170	54	0,84	<0,0001	10–360	excellent
N	TTB	$y=ax^b$	4,4195	0,7496	42	0,83	<0,0001	10–360	excellent
N	TTBF	$y=ax^b$	10,8690	0,6906	53	0,86	<0,0001	10–360	excellent
N	TTBFR	$y=ax^b$	11,2680	0,7008	5	1,00	<0,0001	10–260	excellent
P [#]	BT	$y=ax^b$	0,3570	0,5664	26	0,47	<0,0001	10–360	moyen
P [#]	TT	$y=ax^b$	0,4128	0,7577	51	0,84	<0,0001	10–360	excellent
P [#]	TTB	$y=ax^b$	0,8010	0,6858	39	0,90	<0,0001	10–360	excellent
P [#]	TTBF	$y=ax^b$	2,5802	0,5932	52	0,75	<0,0001	10–360	excellent
P [#]	TTBFR	nd	nd	nd	4	nd	nd	nd	nd
K	BT	$y=ax^b$	2,0696	0,6028	28	0,45	<0,0001	10–360	moyen
K	TT	$y=ax^b$	2,1536	0,7027	55	0,57	<0,0001	10–360	élevé
K	TTB	$y=ax^b$	4,0643	0,6623	41	0,66	<0,0001	10–360	élevé
K	TTBF	$y=ax^b$	8,3087	0,6229	54	0,81	<0,0001	10–360	excellent
K	TTBFR	nd	nd	nd	5	nd	nd	nd	nd
Ca	BT	$y=ax^b$	0,9292	0,7656	28	0,69	<0,0001	10–360	élevé
Ca	TT	$y=ax^b$	1,5043	0,8102	54	0,75	<0,0001	10–360	excellent
Ca	TTB	$y=ax^b$	3,4356	0,7773	41	0,81	<0,0001	10–360	excellent
Ca	TTBF	$y=ax^b$	6,8160	0,7315	53	0,85	<0,0001	10–360	excellent
Ca	TTBFR	nd	nd	nd	5	nd	nd	nd	nd
Mg	BT	$y=ax^b$	0,2854	0,6313	28	0,43	<0,0001	10–360	moyen
Mg	TT	$y=ax^b$	0,2991	0,7601	52	0,72	<0,0001	10–360	élevé
Mg	TTB	$y=ax^b$	0,6224	0,7096	41	0,77	<0,0001	10–360	excellent
Mg	TTBF	$y=ax^b$	1,4035	0,6696	51	0,82	<0,0001	10–360	excellent
Mg	TTBFR	nd	nd	nd	5	nd	nd	nd	nd

nd = non déterminé (effectif trop faible).

un site retiré de l'analyse (voir annexe 2, figure A2.12).

Epicéa

N	BT	$y=ax^b$	1,2060	0,8717	13	0,46	0,011	20–360	moyen
N	TT	$y=ax^b$	1,7360	0,9086	70	0,76	<0,0001	10–360	excellent
N	TTB	$y=ax^b$	9,3033	0,7139	39	0,73	<0,0001	10–360	élevé
N	TTBF	$y=ax^b$	28,1650	0,5772	70	0,62	<0,0001	10–360	élevé
N	TTBFR	$y=ax^b$	134,1900	0,3023	18	0,25	0,035	50–200	faible
P	BT	$y=ax^b$	0,1732	0,8067	13	0,37	0,027	20–360	moyen
P	TT	$y=ax^b$	0,2860	0,7971	63	0,54	<0,0001	10–360	élevé
P	TTB	$y=ax^b$	0,7614	0,7634	35	0,68	<0,0001	10–360	élevé
P	TTBF	$y=ax^b$	3,1991	0,5609	63	0,51	<0,0001	10–360	élevé
P	TTBFR	$y=ax^b$	12,5660	0,3388	13	0,18	0,145	50–360	faible
K	BT	$y=ax^b$	0,4279	1,0000	13	0,75	<0,0001	20–360	excellent
K	TT	$y=ax^b$	0,6849	0,9959	63	0,72	<0,0001	10–360	élevé
K	TTB	$y=ax^b$	1,3383	0,9834	37	0,85	<0,0001	10–360	excellent
K	TTBF	$y=ax^b$	7,8444	0,6854	63	0,67	<0,0001	10–360	élevé
K	TTBFR	$y=ax^b$	27,2920	0,4917	13	0,52	0,006	50–360	élevé
Ca	BT	$y=ax^b$	1,2558	0,8688	13	0,86	<0,0001	20–360	excellent
Ca	TT	$y=ax^b$	2,7402	0,8520	62	0,83	<0,0001	10–360	excellent
Ca	TTB	$y=ax^b$	9,2711	0,6798	37	0,84	<0,0001	10–360	excellent
Ca	TTBF	$y=ax^b$	28,1520	0,5172	62	0,62	<0,0001	10–360	élevé
Ca	TTBFR	$y=ax^b$	43,9320	0,4775	13	0,58	0,003	50–360	élevé
Mg	BT	$y=ax^b$	0,1164	1,0000	13	0,96	<0,0001	20–360	excellent
Mg	TT	$y=ax^b$	0,2381	0,9226	44	0,90	<0,0001	10–360	excellent
Mg	TTB	$y=ax^b$	1,1894	0,6877	37	0,83	<0,0001	10–260	excellent
Mg	TTBF	$y=ax^b$	3,0129	0,5675	44	0,66	<0,0001	10–260	élevé
Mg	TTBFR	$y=ax^b$	3,3890	0,5806	13	0,60	0,002	50–260	élevé

nd = non déterminé (effectif trop faible).

Tableau A2.1 (suite et fin)

Elément	Récolte	Modèle	paramètre a	paramètre b	n_{obs}	r^2	P	Gamme	IC
Pin maritime									
N	BT	$y=ax+b$	0,5419	-5,5503	12	0,87	<0,0001	40–220	excellent
N	TT	$y=ax+b$	0,6162	26,9980	16	0,69	<0,0001	40–220	élevé
N	TTB	$y=ax+b$	1,5237	-2,9646	11	0,96	<0,0001	40–220	excellent
N	TTBF	$y=ax+b$	0,8728	137,4000	15	0,62	0,001	90–160	élevé
N	TTBFR	$y=ax+b$	1,5418	113,9400	11	0,89	<0,0001	40–220	excellent
P	BT	$y=ax+b$	0,0841	-1,0829	11	0,73	0,001	40–220	élevé
P	TT	$y=ax+b$	0,0900	0,3606	15	0,86	<0,0001	40–220	excellent
P	TTB	$y=ax+b$	0,1302	0,6000	11	0,95	<0,0001	40–220	excellent
P	TTBF	$y=ax+b$	0,0813	10,9030	15	0,72	<0,0001	90–160	élevé
P	TTBFR	$y=ax+b$	0,1260	9,9355	11	0,88	<0,0001	40–220	excellent
K	BT	$y=ax+b$	0,5069	-4,2406	11	0,90	<0,0001	40–220	excellent
K	TT	$y=ax+b$	0,5503	11,7300	15	0,79	<0,0001	40–220	excellent
K	TTB	$y=ax+b$	0,7436	10,7420	11	0,80	<0,0001	40–220	excellent
K	TTBF	$y=ax+b$	0,4401	77,2670	15	0,34	0,022	90–160	moyen
K	TTBFR	$y=ax+b$	1,1011	58,7790	11	0,95	<0,0001	40–220	excellent
Ca	BT	$y=ax+b$	0,5074	-3,8934	11	0,94	<0,0001	40–220	excellent
Ca	TT	$y=ax+b$	0,6020	18,3670	15	0,94	<0,0001	40–220	excellent
Ca	TTB	$y=ax+b$	0,3835	82,6030	11	0,30	0,084	40–220	moyen
Ca	TTBF	nd	nd	nd	15	0,00	0,839	nd	faible
Ca [#]	TTBF	$y=ax+b$	0,4793	78,2380	13	0,40	0,02	90–220	moyen
Ca	TTBFR	$y=ax+b$	0,7715	79,1760	11	0,57	0,007	40–220	élevé
Mg	BT	$y=ax+b$	0,2298	-0,8903	11	0,85	<0,0001	40–220	excellent
Mg	TT	$y=ax+b$	0,2547	4,7620	15	0,83	<0,0001	40–220	excellent
Mg	TTB	$y=ax+b$	0,8482	-9,8245	11	0,74	0,001	40–220	élevé
Mg	TTBF	$y=ax+b$	<i>similaire à TTB</i>		15	0,48	0,004	40–220	moyen
Mg	TTBFR	$y=ax+b$	1,0608	-14,2080	11	0,87	<0,0001	40–220	excellent

nd = non déterminé (effectif trop faible).

une étude en contexte Australien et deux valeurs retirées de l'analyse (voir annexe 2, figure A2.12).

Pin sylvestre

N [#]	BT	$y=ax^b$	0,4498	1,1743	16	0,49	0,002	40–70	moyen
N	TT	$y=ax^b$	1,9726	0,8729	57	0,81	<0,0001	10–190	excellent
N	TTB	$y=ax^b$	6,3295	0,7618	21	0,61	<0,0001	40–150	élevé
N	TTBF	$y=ax^b$	12,8890	0,6529	55	0,70	<0,0001	10–150	élevé
N	TTBFR	nd	nd	nd	3	nd	nd	nd	nd
P [#]	BT	$y=ax^b$	0,2004	0,7569	16	0,74	<0,0001	40–70	élevé
P	TT	$y=ax^b$	0,4737	0,6055	52	0,36	<0,0001	10–190	moyen
P	TTB	$y=ax^b$	1,9850	0,4652	19	0,29	0,017	40–150	moyen
P	TTBF	$y=ax^b$	1,7423	0,5641	53	0,50	<0,0001	10–150	élevé
P	TTBFR	nd	nd	nd	1	nd	nd	nd	nd
K [#]	BT	$y=ax^b$	3,3876	0,4704	16	0,28	0,034	40–70	moyen
K	TT	$y=ax^b$	0,7360	0,9240	54	0,82	<0,0001	10–190	excellent
K	TTB	$y=ax^b$	7,4907	0,5067	21	0,37	0,003	40–150	moyen
K	TTBF	$y=ax^b$	4,9738	0,6723	54	0,72	<0,0001	10–150	élevé
K	TTBFR	nd	nd	nd	1	nd	nd	nd	nd
Ca [#]	BT	$y=ax^b$	1,1869	0,8259	16	0,69	<0,0001	40–70	élevé
Ca	TT	$y=ax^b$	1,2434	0,9316	52	0,87	<0,0001	10–190	excellent
Ca	TTB	$y=ax^b$	1,1151	1,0488	21	0,77	<0,0001	40–80	excellent
Ca	TTBF	$y=ax^b$	5,9176	0,6874	52	0,78	<0,0001	10–150	excellent
Ca	TTBFR	nd	nd	nd	1	nd	nd	nd	nd
Mg [#]	BT	$y=ax^b$	0,3257	0,8056	16	0,76	<0,0001	40–70	excellent
Mg	TT	$y=ax^b$	0,1738	1,0466	29	0,88	<0,0001	30–190	excellent
Mg	TTB	$y=ax^b$	0,3942	0,9270	21	0,69	<0,0001	30–150	élevé
Mg	TTBF	$y=ax^b$	0,6632	0,8755	27	0,71	<0,0001	30–150	élevé
Mg	TTBFR	nd	nd	nd	1	nd	nd	nd	nd

nd = non déterminé (effectif trop faible).

régression basée sur les données d'une seule étude (un contexte unique en Suède).

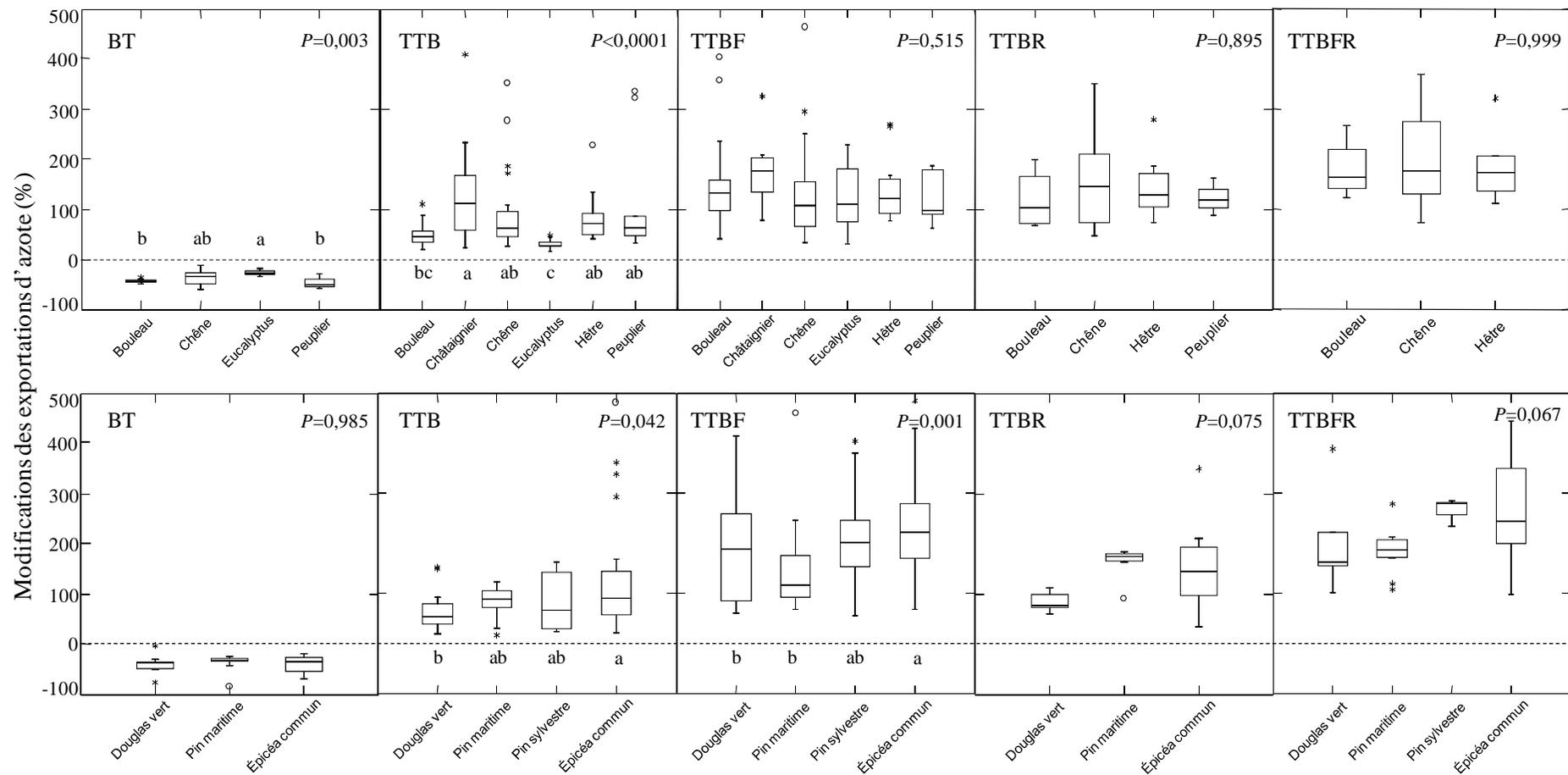


Figure A.2.1 : Modifications (diminutions ou augmentations) théoriques des exportations d'azote lors de la récolte du bois fort avec les rémanents ou lors de la récolte du tronc écorcé, en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) – Effet des différentes essences forestières (feuillus en haut de la figure, résineux en bas de la figure). Scénarios de récolte : BT = Bois du Tronc (sans les écorces) ; TTB = Tronc Total + Branches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; TTBR = Tronc Total + Branches + Racines/souches ; TTBFRR = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

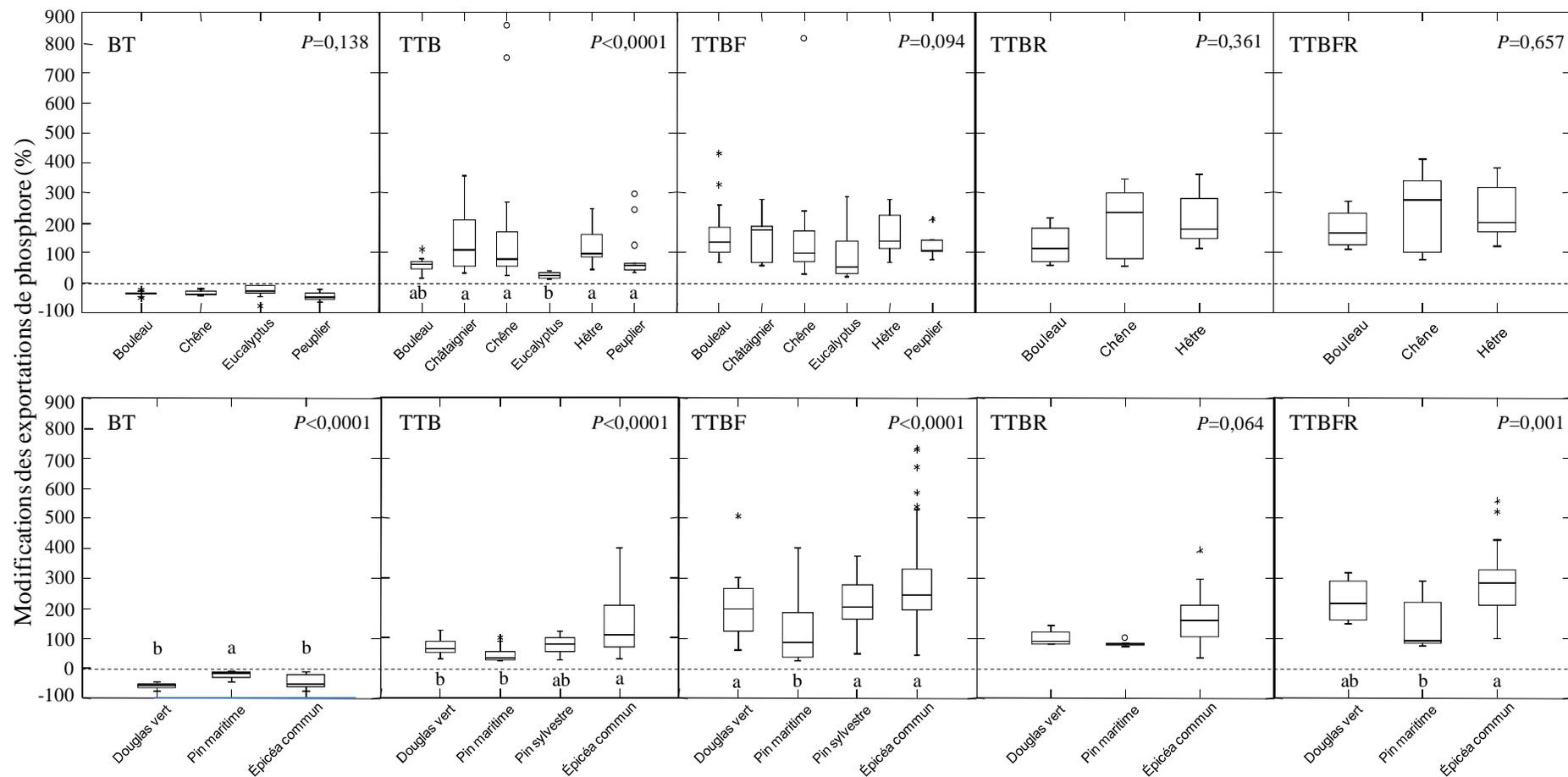


Figure A.2.2 : Modifications (diminutions ou augmentations) théoriques des exportations de phosphore lors de la récolte du bois fort avec les rémanents ou lors de la récolte du tronc écorcé, en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) – Effet des différentes essences forestières (feuillus en haut de la figure, résineux en bas de la figure). Scénarios de récolte : BT = Bois du Tronc (sans les écorces) ; TTB = Tronc Total + Branches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; TTBR = Tronc Total + Branches + Racines/souches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

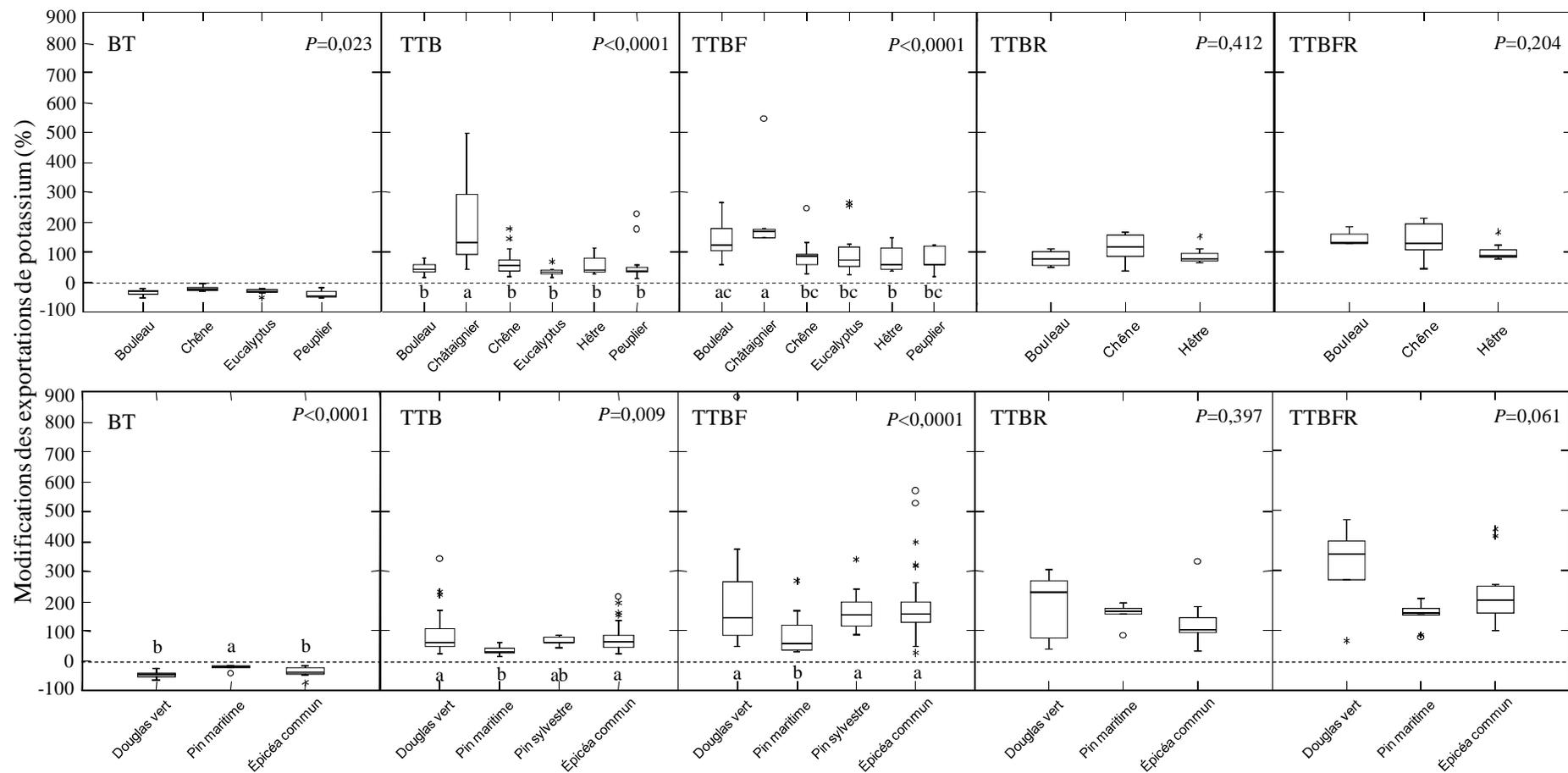


Figure A.2.3 : Modifications (diminutions ou augmentations) théoriques des exportations de potassium lors de la récolte du bois fort avec les rémanents ou lors de la récolte du tronc écorcé, en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) – Effet des différentes essences forestières (feuillus en haut de la figure, résineux en bas de la figure). **Scénarios de récolte :** BT = Bois du Tronc (sans les écorces) ; TTB = Tronc Total + Branches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; TTBR = Tronc Total + Branches + Racines/souches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

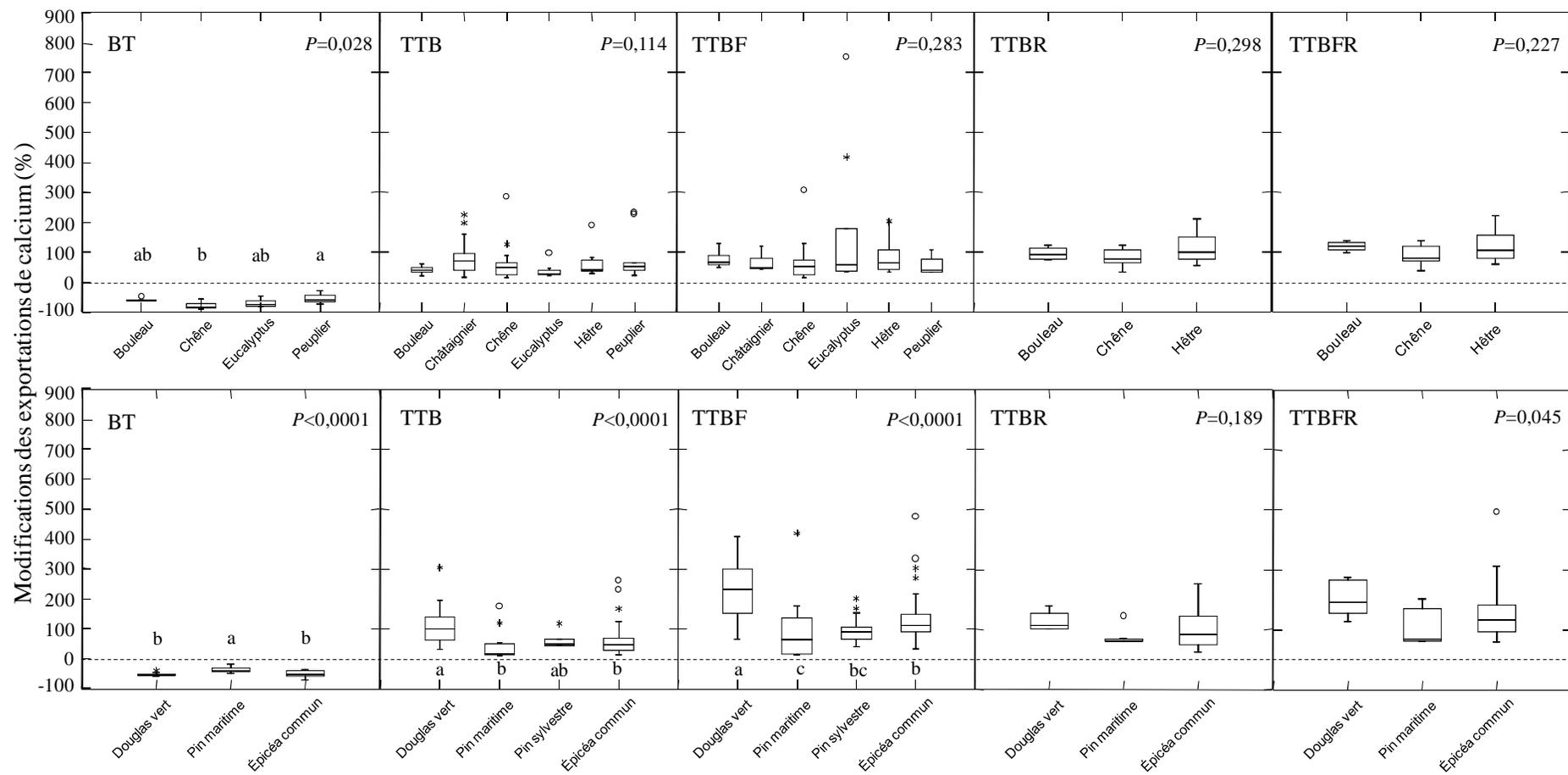


Figure A.2.4 : Modifications (diminutions ou augmentations) théoriques des exportations de calcium lors de la récolte du bois fort avec les rémanents ou lors de la récolte du tronc écorcé, en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) – Effet des différentes essences forestières (feuillus en haut de la figure, résineux en bas de la figure). Scénarios de récolte : BT = Bois du Tronc (sans les écorces) ; TTB = Tronc Total + Branches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; TTBR = Tronc Total + Branches + Racines/souches ; TTBFRR = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

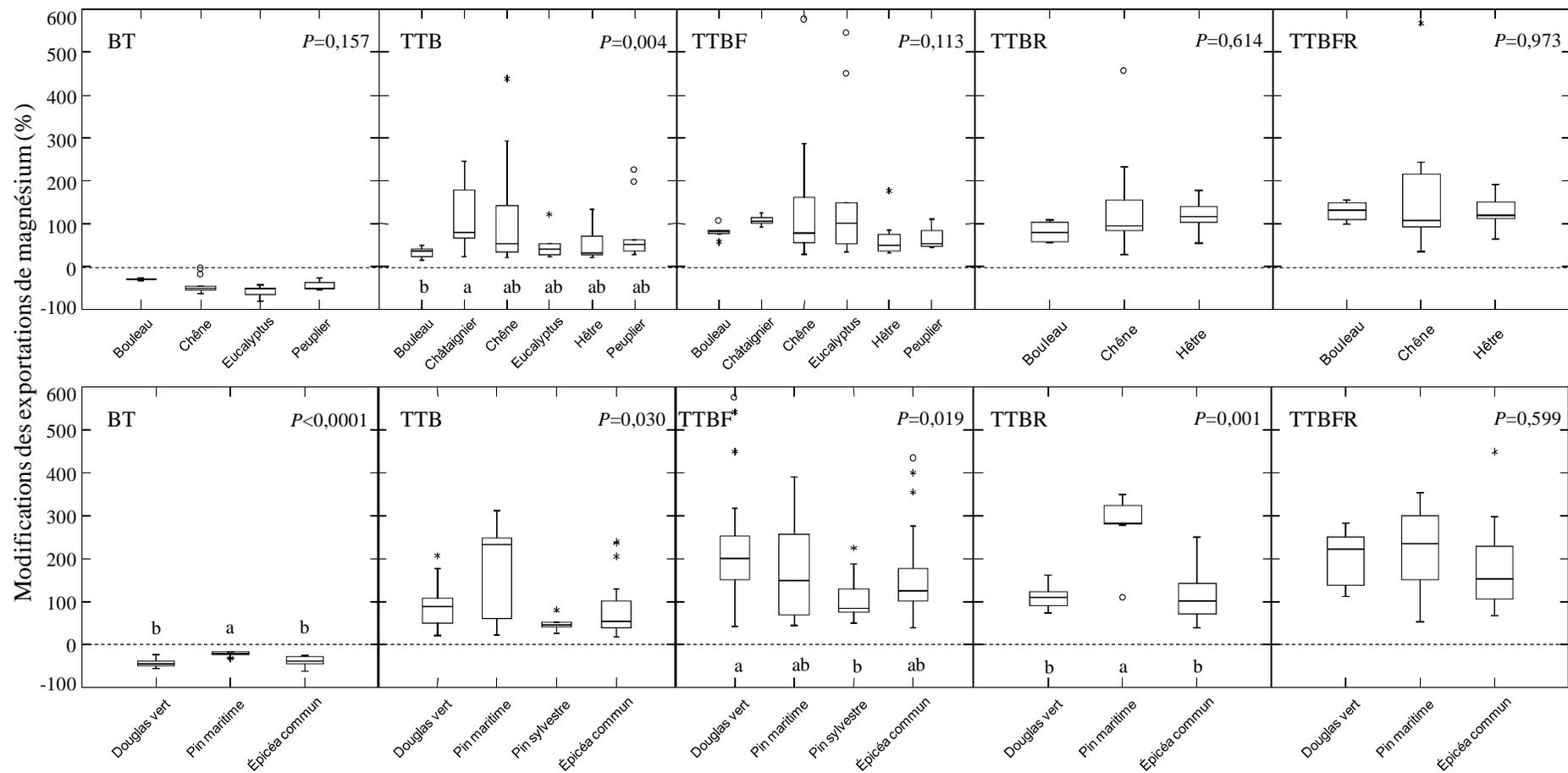


Figure A.2.5 : Modifications (diminutions ou augmentations) théoriques des exportations de magnésium lors de la récolte du bois fort avec les rémanents ou lors de la récolte du tronc écorcé, en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) – Effet des différentes essences forestières (feuillus en haut de la figure, résineux en bas de la figure). Scénarios de récolte : BT = Bois du Tronc (sans les écorces) ; TTB = Tronc Total + Branches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; TTBR = Tronc Total + Branches + Racines/souches ; TTBF^R = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

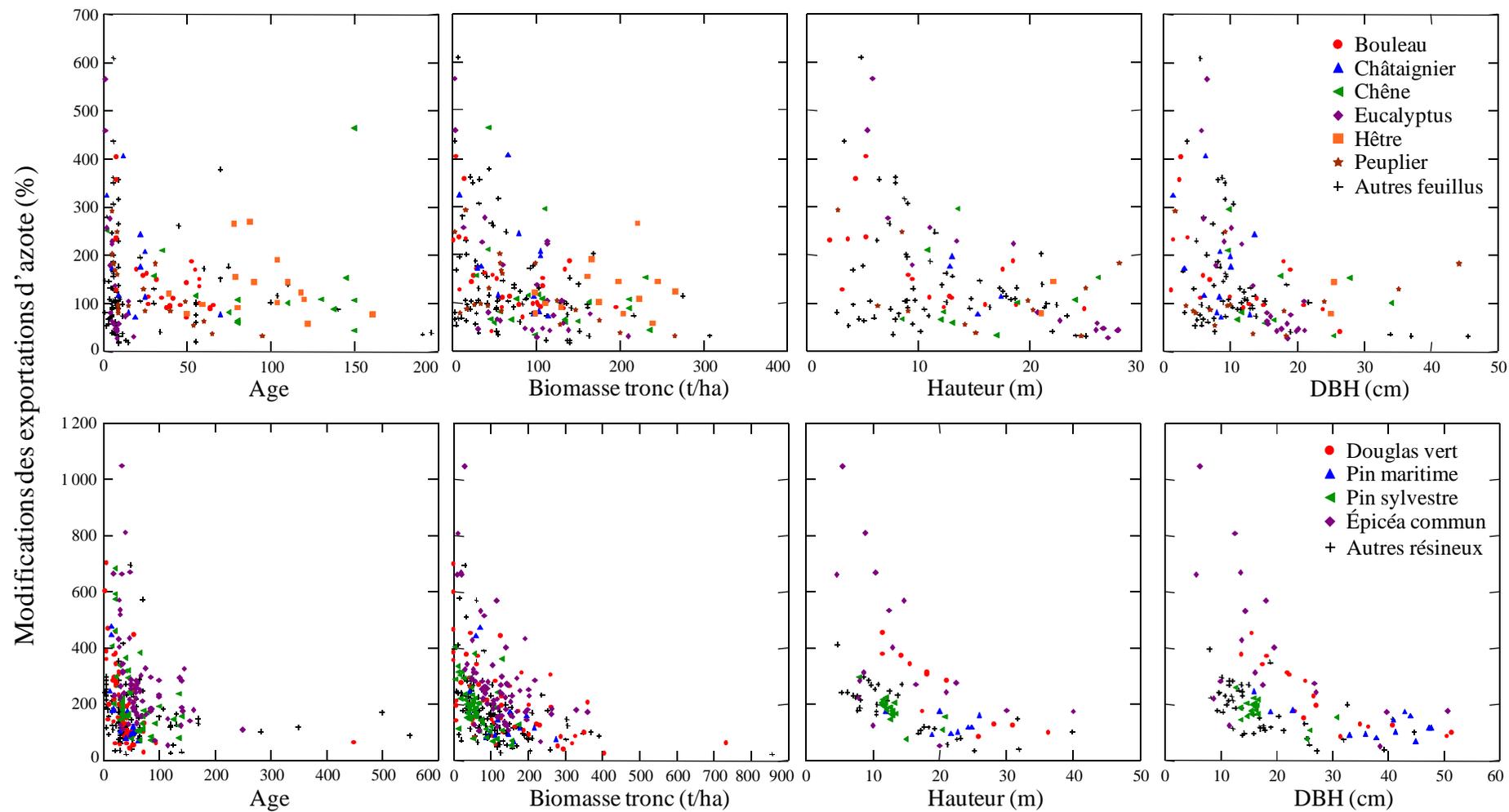


Figure A.2.6 Effet du stade de développement des peuplements (Age, biomasse, hauteur ou DBH) sur les modifications théoriques des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents (augmentations en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) ; exemple pour l'azote et le scénario TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles). Feuillus en haut de la figure, résineux en bas de la figure.

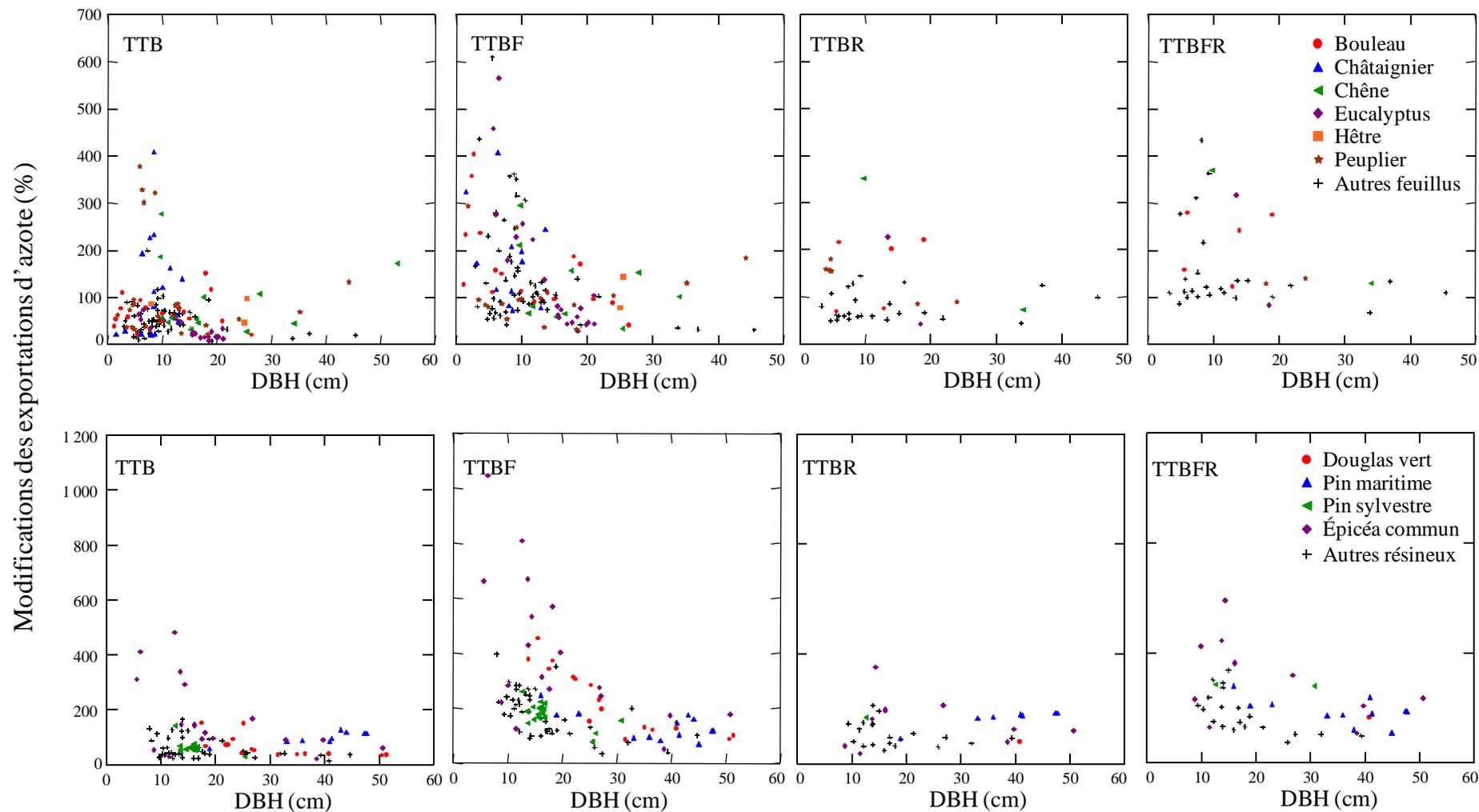


Figure A.2.7 Effet du stade de développement des peuplements (DBH) sur les modifications théoriques des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents (augmentations en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) ; exemples pour l'azote et pour les différents scénarios de récolte). Feuillus en haut de la figure, résineux en bas de la figure. Scénarios de récolte : TTB = Tronc Total + Branches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; TTBR = Tronc Total + Branches + Racines/souches ; TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

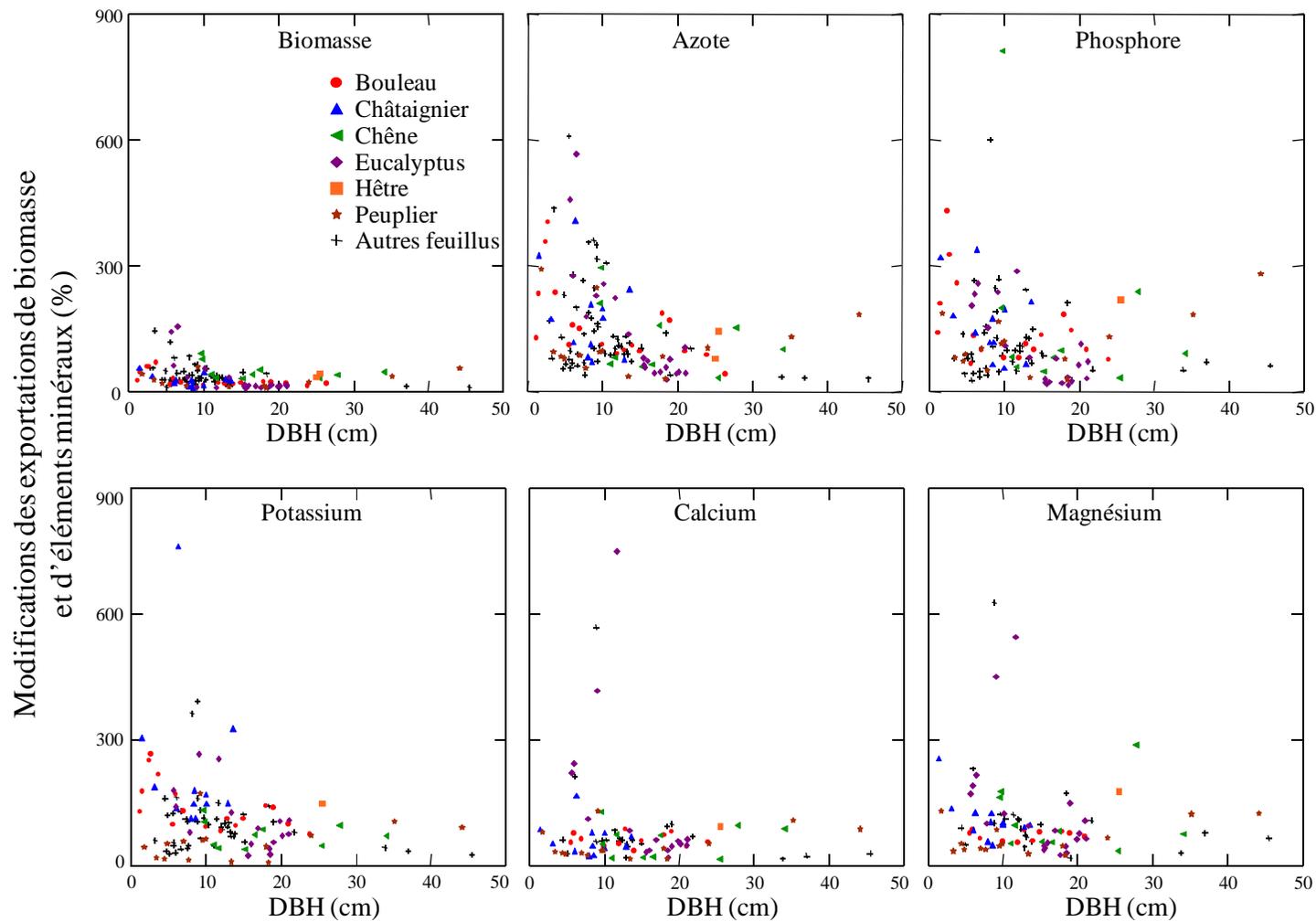


Figure A.2.8 Effet du stade de développement des peuplements de feuillus sur les modifications théoriques des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents (augmentations en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) ; exemples pour différents éléments minéraux et le scénario de récolte TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles).

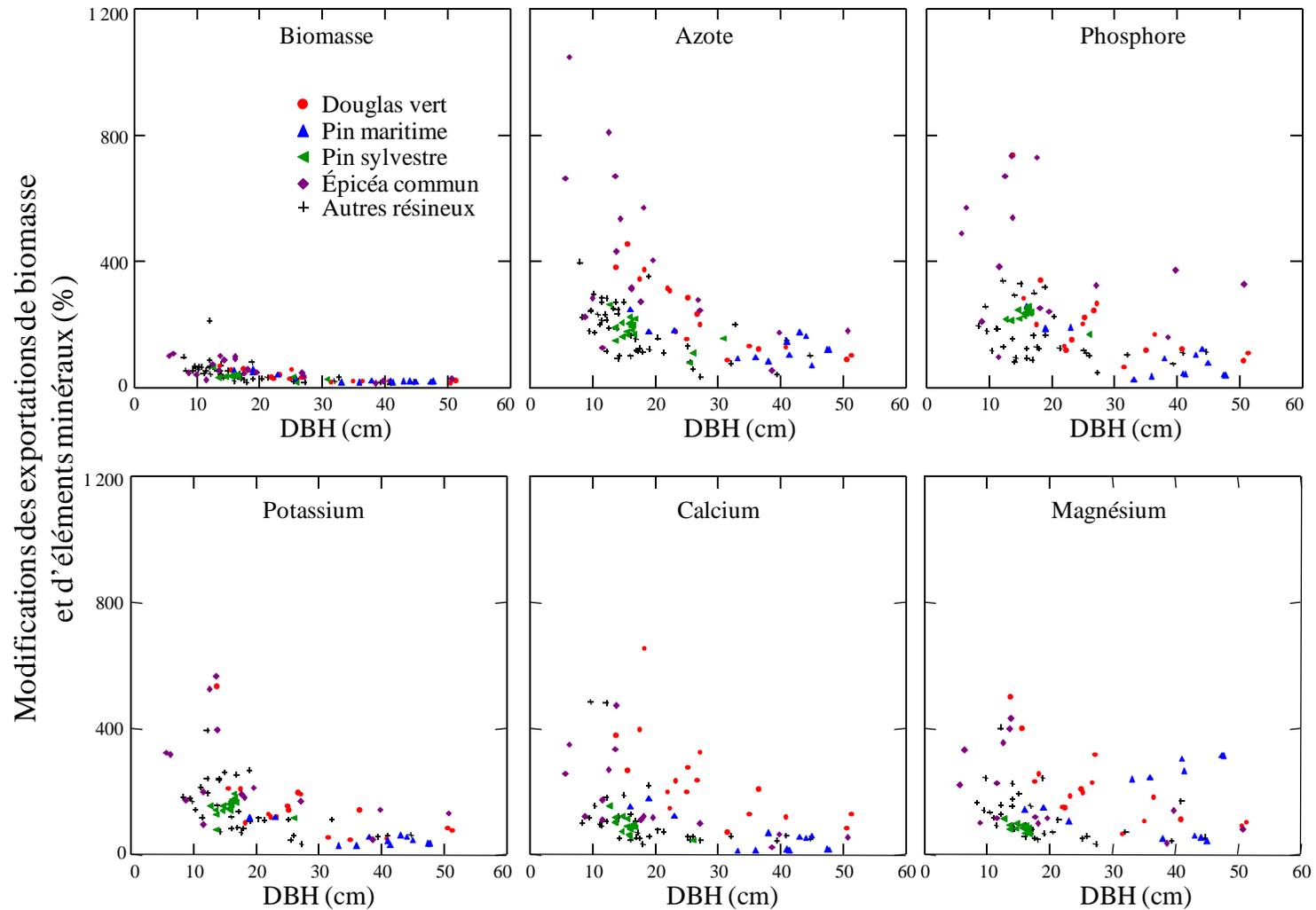


Figure A.2.9 Effet du stade de développement des peuplements de résineux sur les modifications théoriques des exportations d'éléments minéraux lors de la récolte du bois fort avec les rémanents (augmentations en pourcentage des exportations liées à la récolte conventionnelle du tronc (bois + écorce) ; exemples pour différents éléments minéraux et le scénario de récolte TTBF = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles).

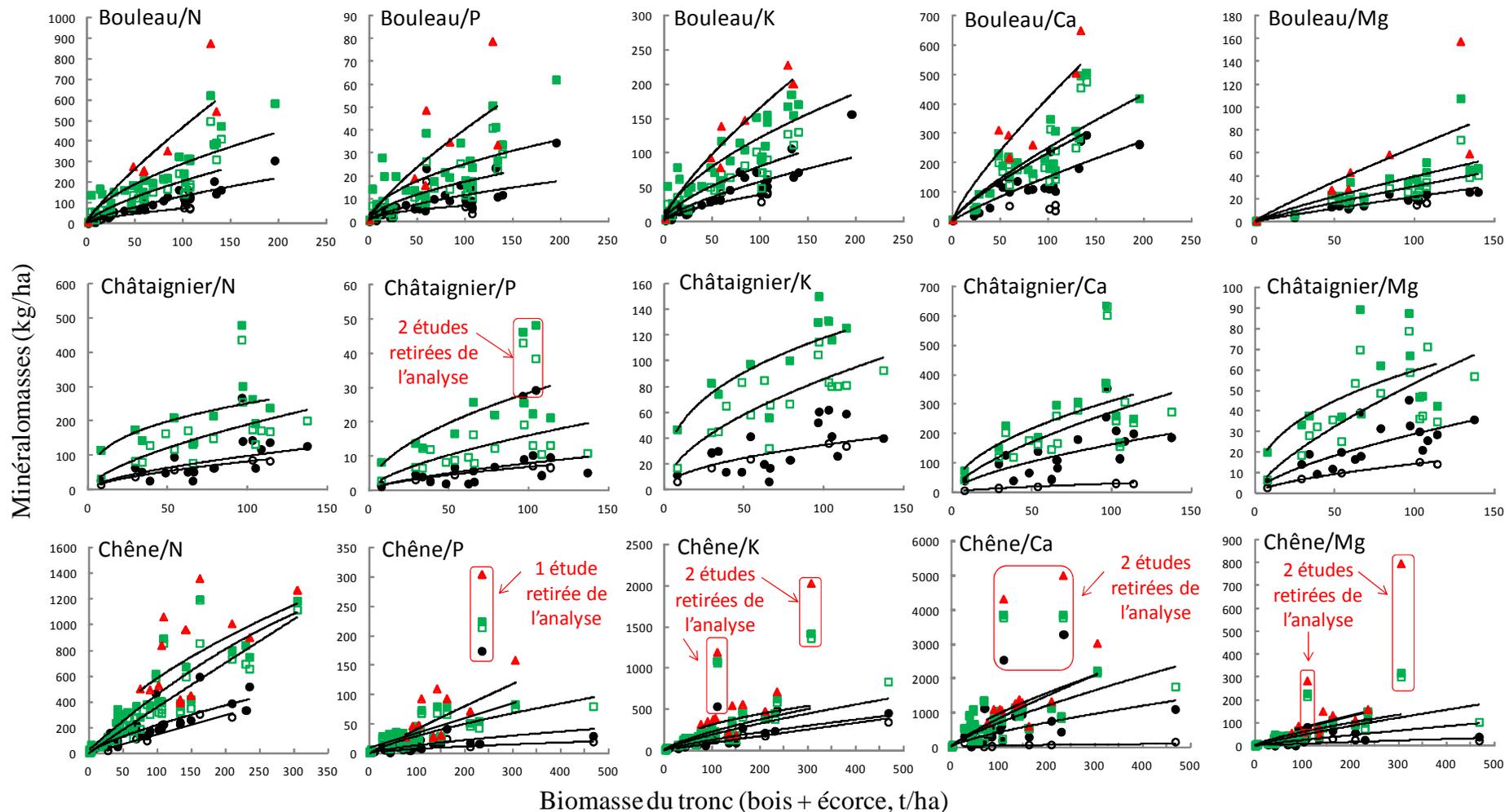


Figure A.2.10 Relations entre les minéralomasses et la biomasse du tronc pour le bouleau, le châtaignier et le chêne. Scénarios de récolte : ○ = Bois du Tronc (sans les écorces) ; ● = Tronc Total (bois + écorce) ; □ = Tronc Total + Branches ; ■ = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; ▲ = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

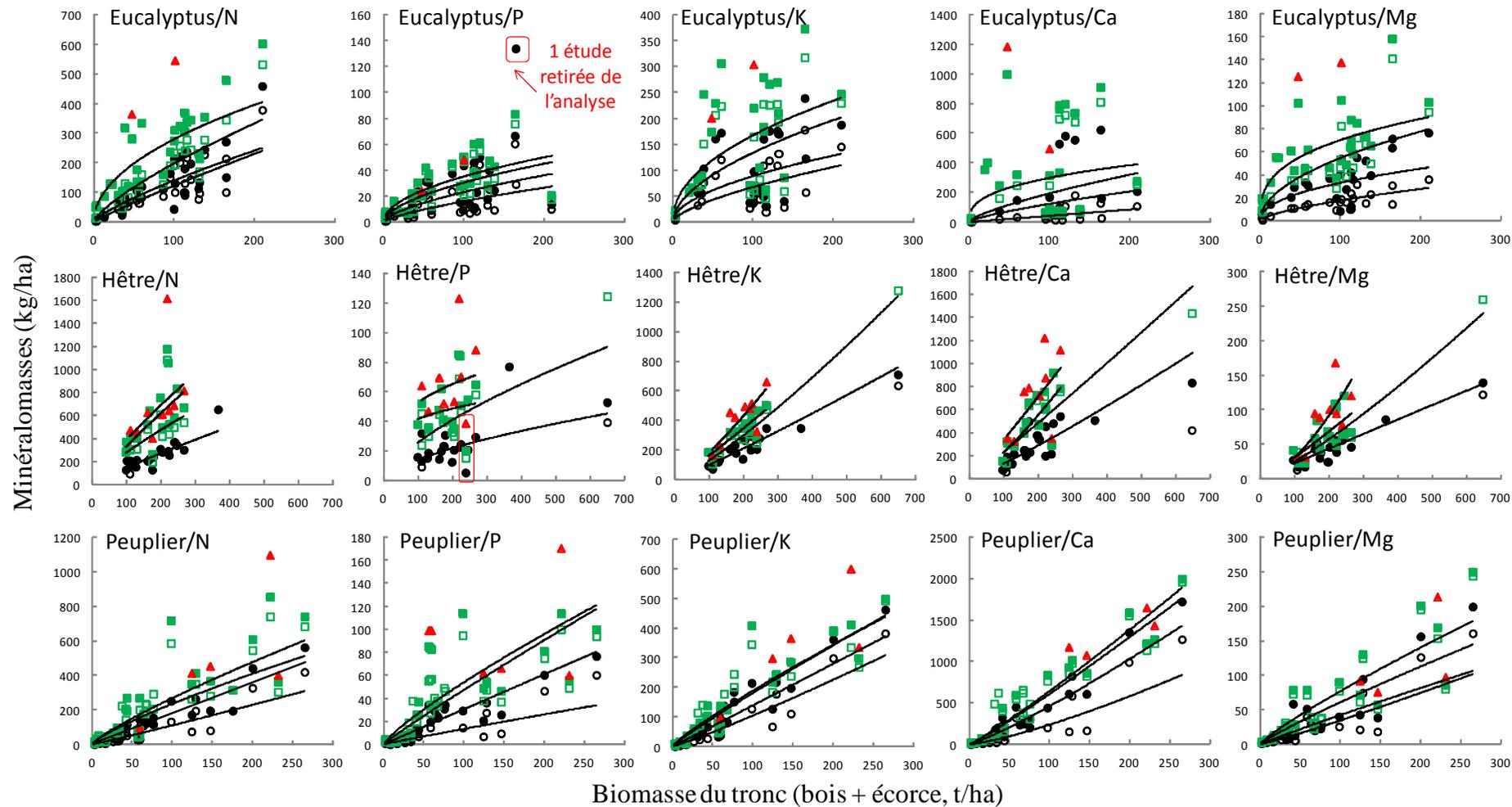
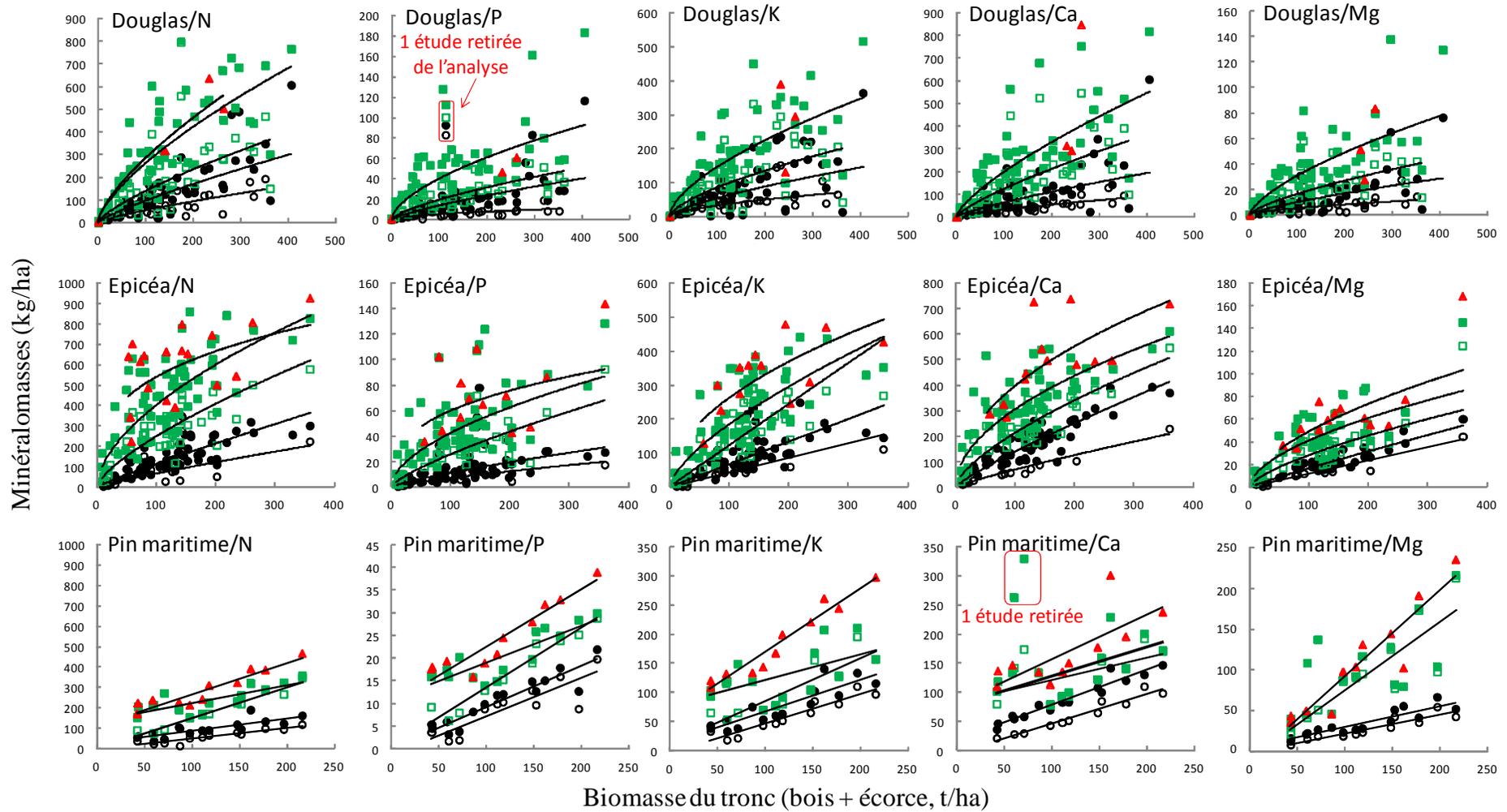


Figure A.2.11 Relations entre les minéralomasses et la biomasse du tronc pour l'eucalyptus, le hêtre et le peuplier. Scénarios de récolte : ○ = Bois du Tronc (sans les écorces) ; ● = Tronc Total (bois + écorce) ; □ = Tronc Total + Branches ; ■ = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; ▲ = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.



Figure

A.2.12 Relations entre les minéralomasses et la biomasse du tronc pour le douglas, l'épicéa et le pin maritime. Scénarios de récolte : ○ = Bois du Tronc (sans les écorces) ; ● = Tronc Total (bois + écorce) ; □ = Tronc Total + Branches ; ■ = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; ▲ = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

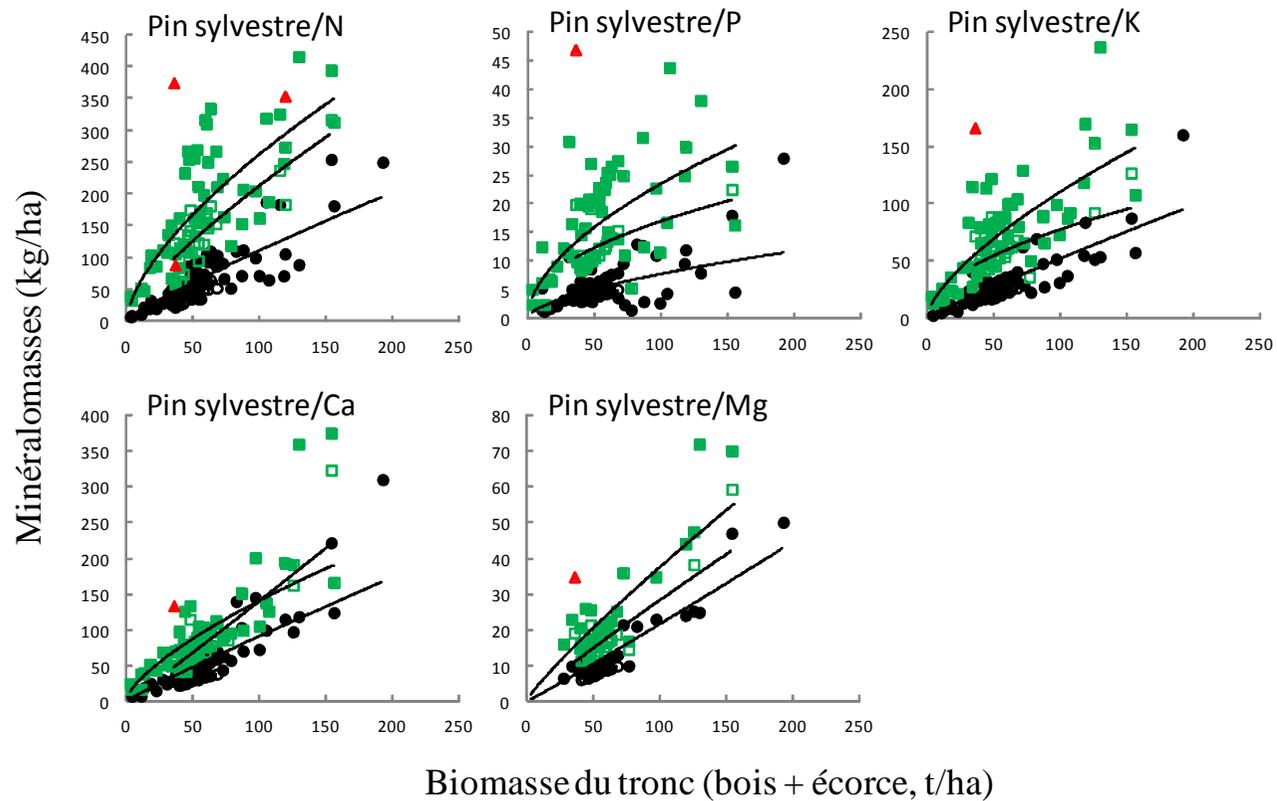


Figure A.2.13 Relations entre les minéralomasses et la biomasse du tronc pour le pin sylvestre. Scénarios de récolte : ○ = Bois du Tronc (sans les écorces) ; ● = Tronc Total (bois + écorce) ; □ = Tronc Total + Branches ; ■ = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles ; ▲ = Tronc Total + Branches + Feuilles/aiguilles + Racines/souches.

Annexe 3 : Impacts de la récolte des rémanents sur la fertilité des sols et la productivité après récolte (axe 2)

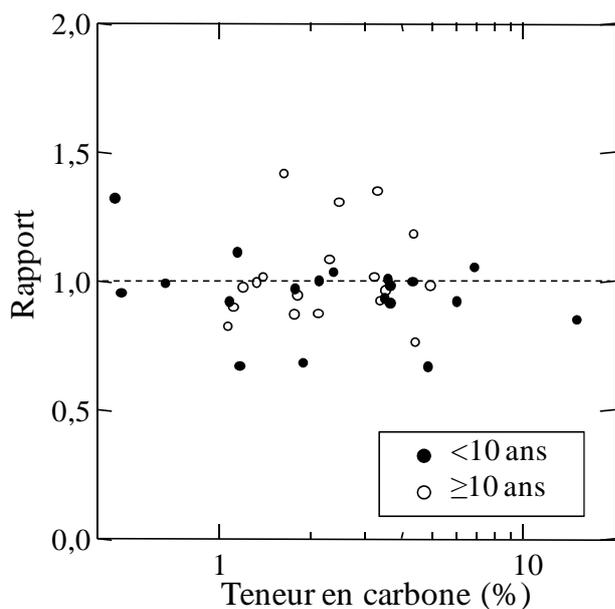


Figure A.3.1 (à gauche) : Impacts sur le carbone du sol : relations entre le rapport (niveau des effets de la récolte des rémanents) et la teneur en carbone du sol. Exemple pour le scénario WTH et l'horizon 0–20 cm (régression linéaire ; $r^2=0,004-0,04$; $P=0,397-0,813$; $n=18-19$). Résultats similaires pour l'horizon 0–10 cm.

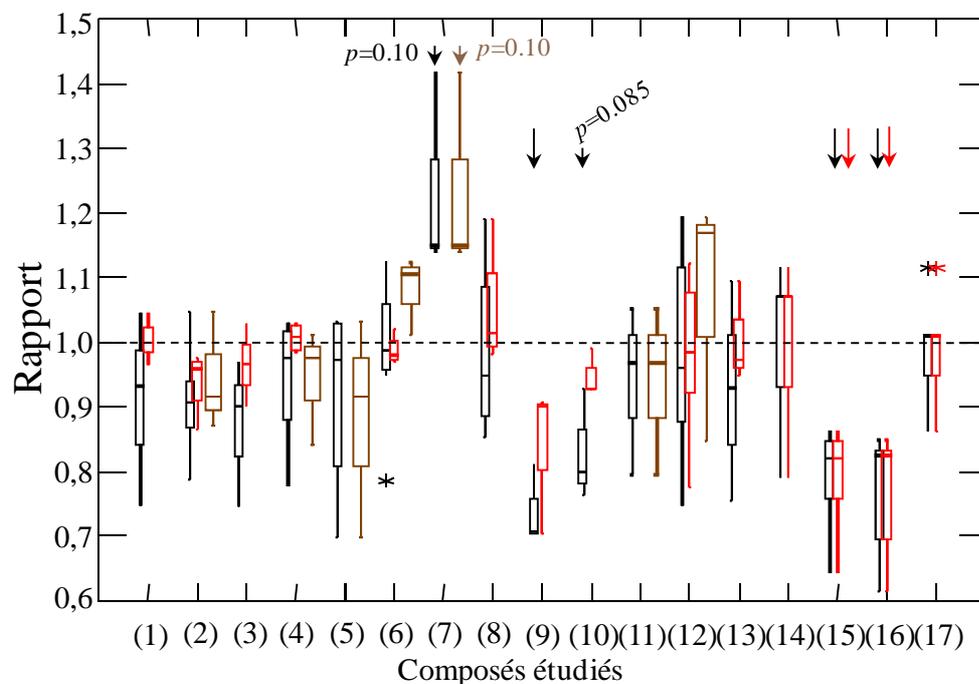


Figure A.3.2 : Impacts sur la composition biochimique de la matière organique des sols. Composés étudiés : (1) acétals, (2) alcènes (alkyles), (3) alcènes (N-alkyles), (4) alcènes (O-alkyles), (5) alcènes (di-O-alkyles), (6) composés aromatiques, (7) composés carbonylés, (8) acide carboxylique (carboxyle), (9) cutine, (10) phénols (lignine), (11) alcènes (méthoxy), (12) phénols, (13) subérine, (14) tannins, (15) terpènes (diterpènes), (16) terpènes (sesterpènes), (17) terpènes (triterpènes).

La figure indique le rapport entre la valeur d'une variable donnée après récolte du tronc et rémanents (**Moyenne générale** en noir, **TTB** en violet, **TTBF** en rouge, **TTR/TTBRF** en bleu, **TTBF+débris/litières** en vert) et la valeur de la même variable après récolte conventionnelle (tronc seul, bois + écorce). La figure présente également, en marron, le rapport entre la valeur d'une variable après récolte de l'arbre entier et la valeur lorsque le tronc seul est récolté et des résidus supplémentaires sont apportés (« double slash »). Les flèches indiquent les rapports qui sont significativement différents de 1 et donc les effets significatifs de la récolte des rémanents.

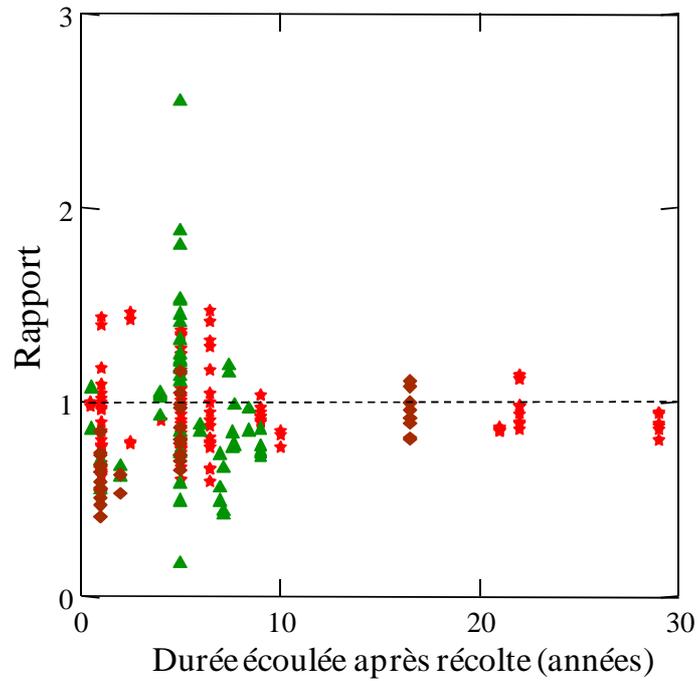


Figure A.3.3 : Impacts sur l'activité microbologique en fonction de la durée écoulée après récolte et des scénarios de récolte. Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la **fig. A.3.2**.

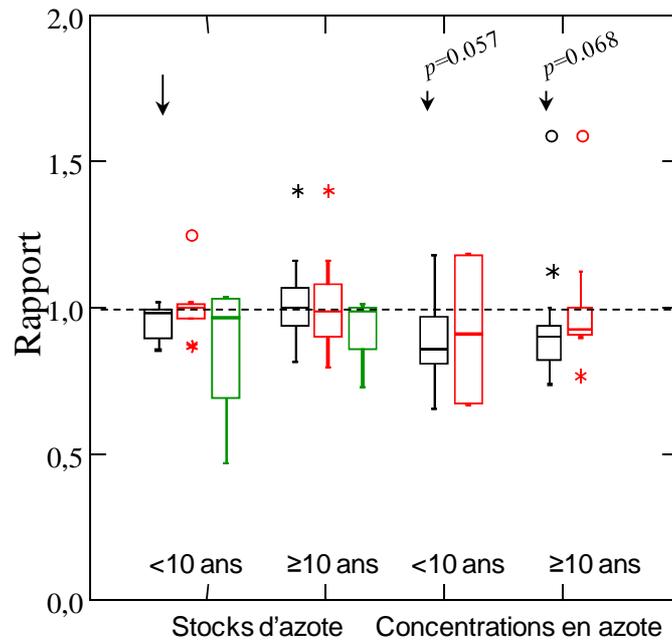


Figure A.3.4 : Impacts sur l'azote total du sol en fonction de la durée écoulée après récolte (horizon minéral de surface, 0-20 cm). Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la **figure A.3.2**.

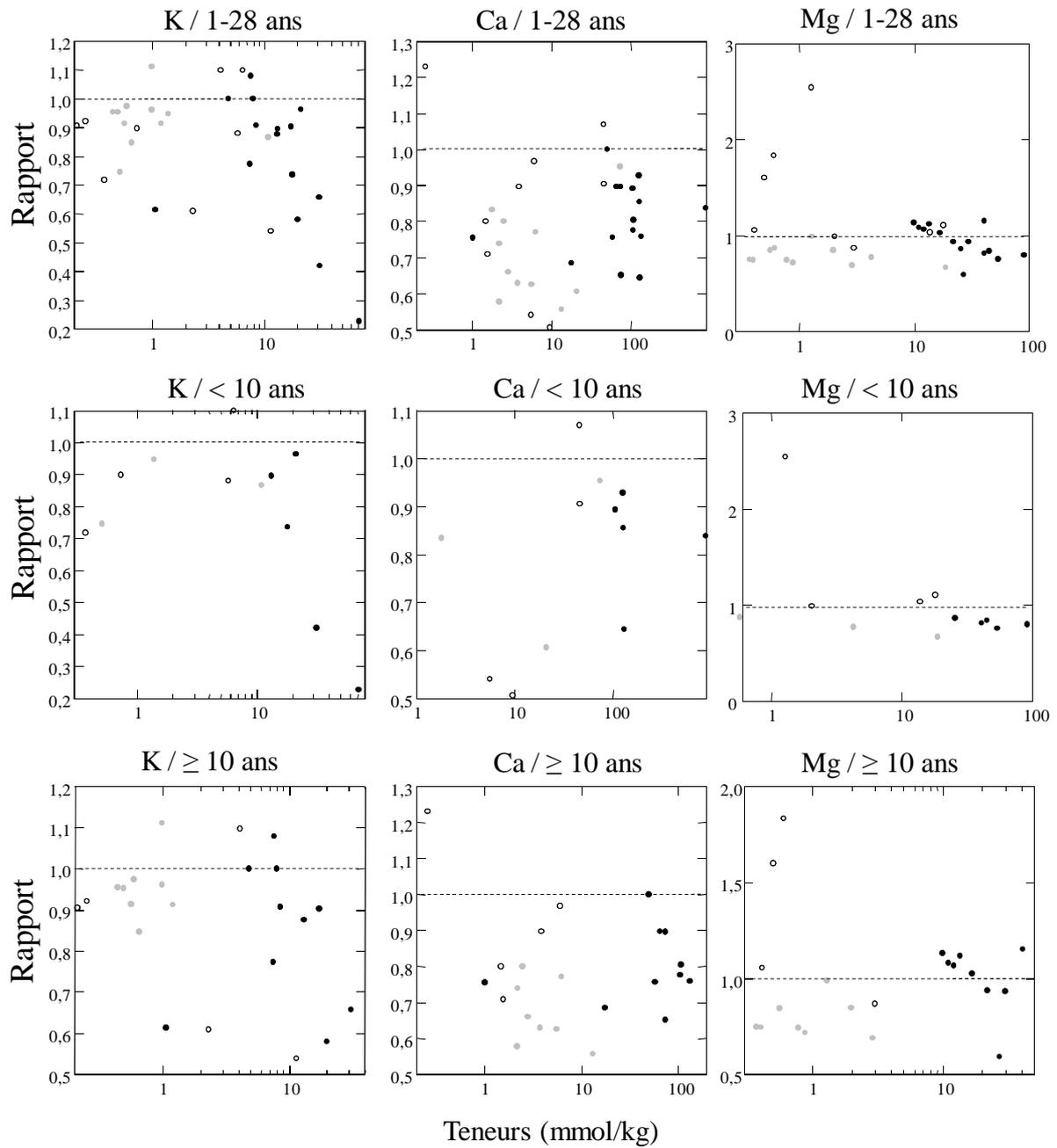


Figure A.3.5 : Impacts sur la fertilité chimique (potassium, calcium et magnésium échangeables du sol) en fonction de la teneur en cations dans le sol. Exemple pour le scénario WTH et différents horizons (●=litières ; ●=sol minéral de surface (0-20 cm) ; ○=sol minéral profond (>20 cm)). 1-28 ans, < 10 ans et ≥ 10 ans = durée écoulée après récolte.

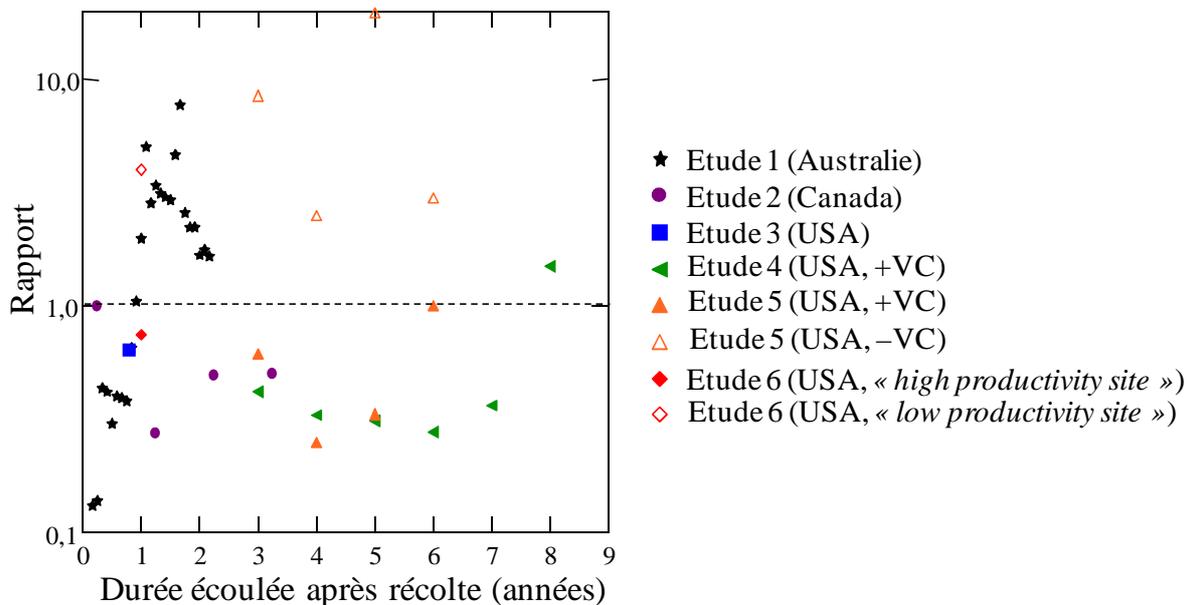


Figure A.3.6 Impacts sur les pertes d'azote par lixiviation (sous formes de nitrates), en fonction de la durée écoulée après récolte. Exemples pour quelques cas d'étude (scenario TTBF). VC=contrôle de la végétation.

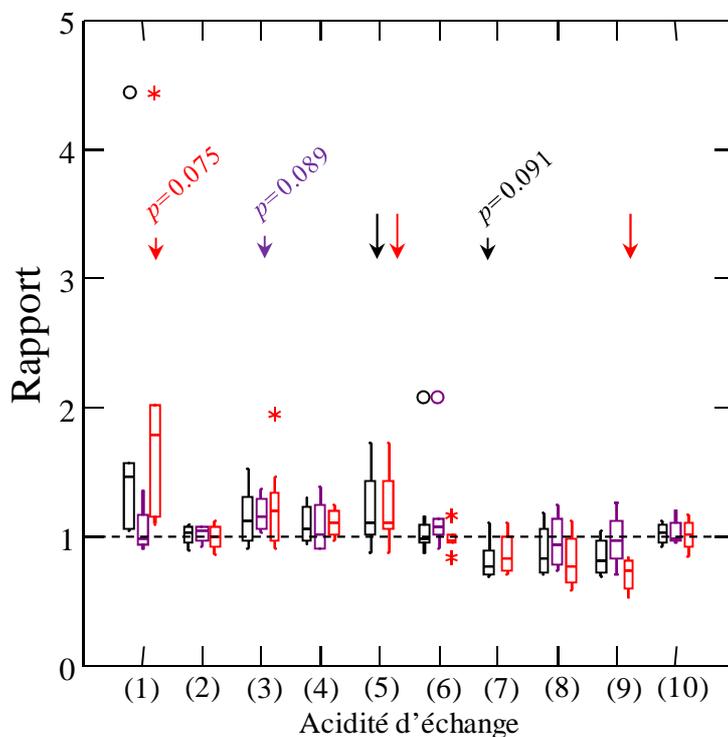


Figure A.3.7 : Impacts sur l'acidité d'échange. Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure A3.2. Acidité échangeable globale (protons + aluminium + manganèse + fer échangeables) dans les litières (1) et les sols minéraux de surface (2) ; protons échangeables dans les litières (3) et les sols minéraux de surface (4) ; aluminium échangeable dans les litières (5), les sols minéraux de surface (6) et les horizons profonds (7) ; manganèse échangeable dans les litières (8) et les sols minéraux de surface (9) ; fer échangeable dans les sols minéraux de surface (10).

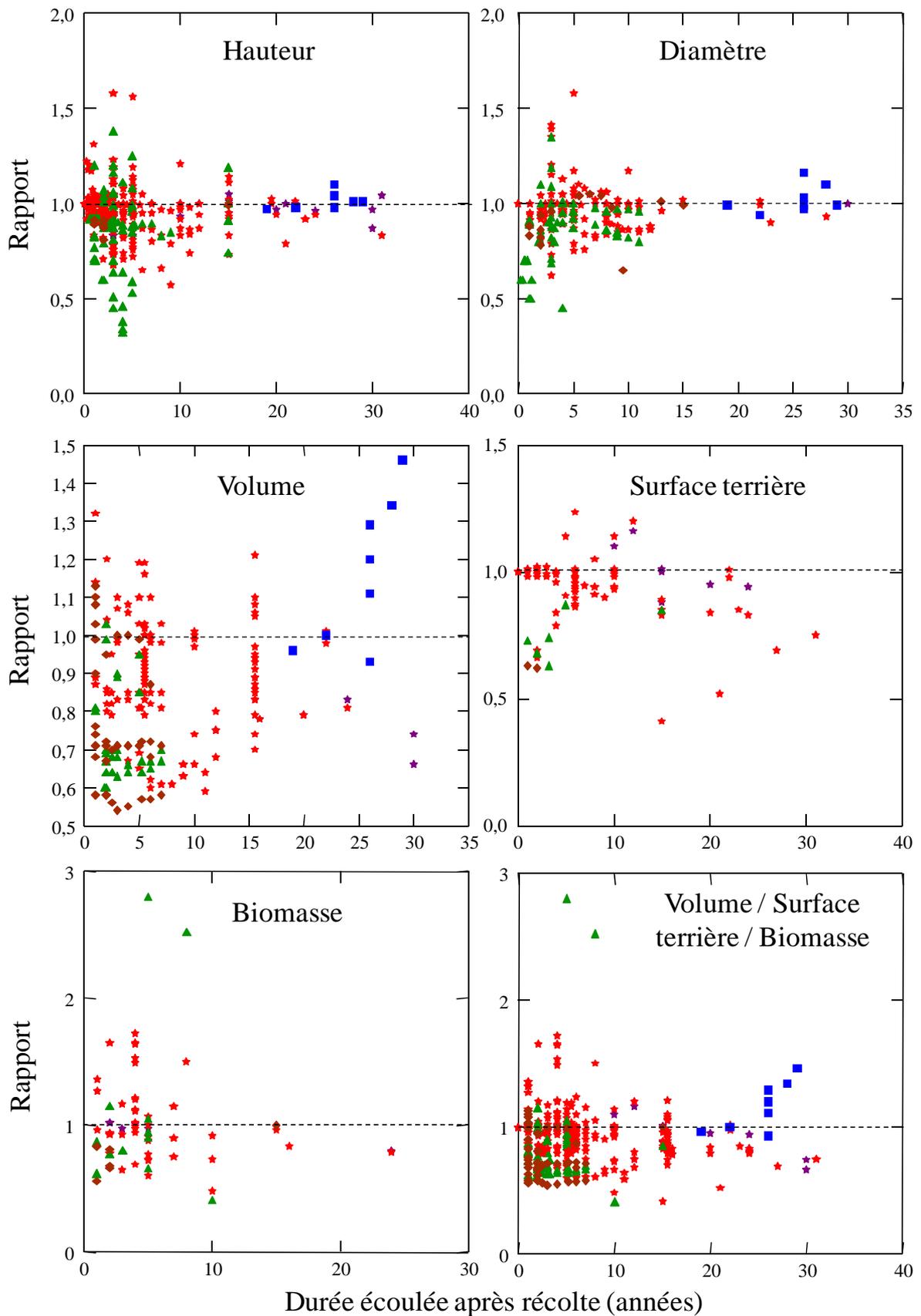


Figure A.3.8 : Impacts sur la croissance des arbres en fonction de la durée écoulée après récolte et des scénarios de récolte. Voir légende (codes couleurs pour les scénarios) dans la figure A.3.2.

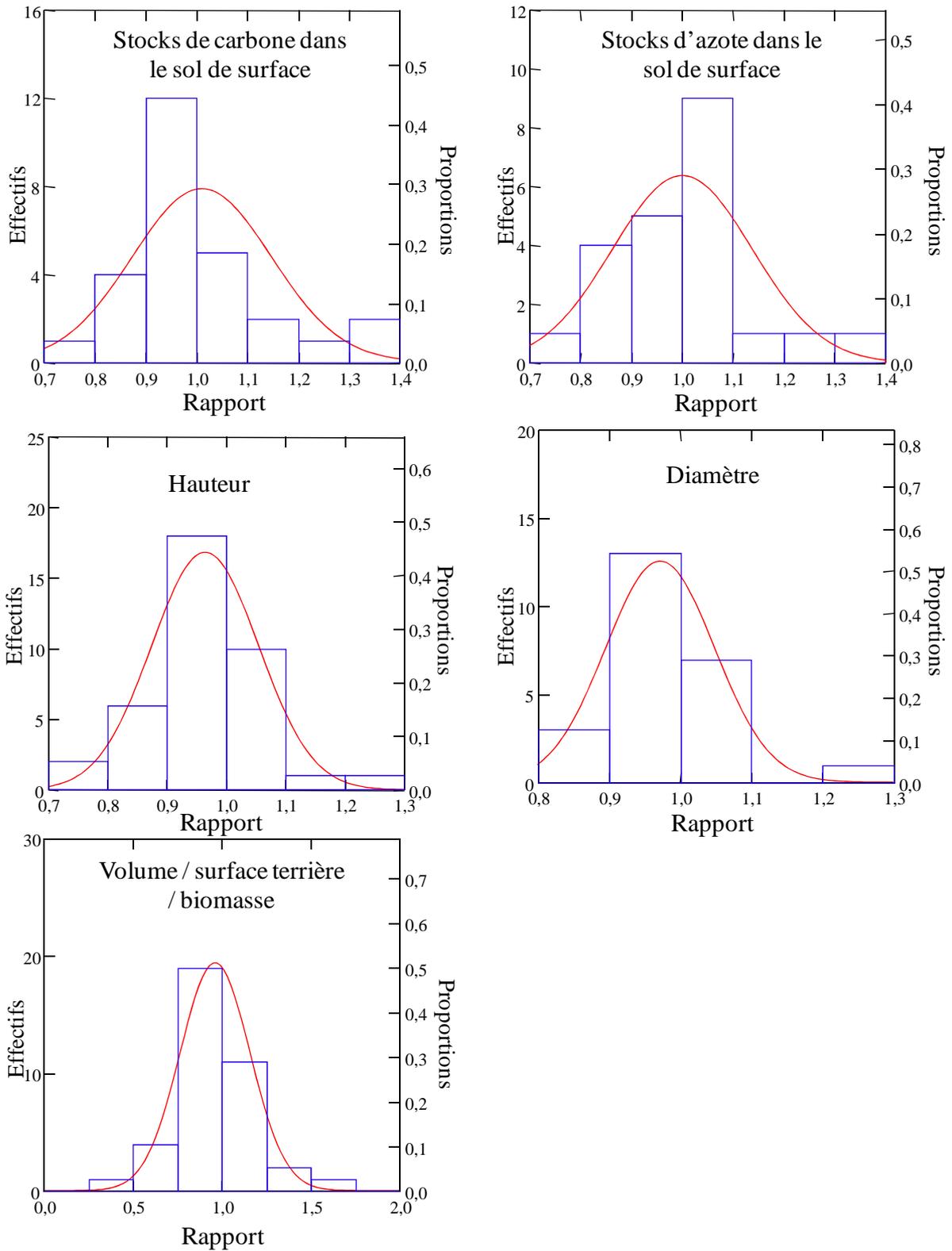


Figure A.3.9 : Distributions unimodales des données (exemples pour les effets sur les stocks de carbone et d'azote dans le sol minéral de surface et sur la croissance des arbres après récolte ; scénario **TTBF**).

ETUDE PROSPECTIVE DE L'INTÉRÊT DU TAUX DE SATURATION DES SOLS PAR RAPPORT AU PH COMME INDICATEUR DE LA SENSIBILITÉ AUX EXPORTS DE MINÉRALOMASSE

Noémie Pousse, ONF

1. Contexte

Le guide « *La récolte raisonnée des rémanents en forêt* » édité par l'ADEME en 2006 propose de croiser un niveau de pH ou un type d'humus d'une part avec un pôle textural d'autre part pour arriver à un niveau de sensibilité des sols aux exports de minéralomasse accrus suite à une récolte de rémanents. Les seuils qui déterminent le passage d'une classe de sensibilité à une autre (trois classes au total ; sensibilité faible, moyenne et forte) sont définis en termes de pH ou de type d'humus. En effet tous les sols dont le pH eau de l'horizon A est inférieur à 4.5 ou dont la forme d'humus appartient aux mors, dysmoders ou moders sont considérés comme très sensibles à l'export de rémanents. Au contraire, les sols dont le pH eau de l'horizon A est supérieur à 5.5 ou dont la forme d'humus est au moins plus active que les oligomulls sont considérés comme peu sensibles à l'export de rémanents.

Cependant quand on regarde la relation entre le taux de saturation du complexe d'échange cationique par les « bases » échangeables (rapport S/T) et le pH, on constate qu'entre un pH de 4 et un pH de 5,5, plusieurs valeurs de S/T variant quasiment de 0 à 100 % peuvent être observées par valeur de pH (fig. 1a). On peut par conséquent supposer qu'à un pH donné entre 4 et 5,5, plusieurs niveaux de sensibilité aux exports peuvent être associés, un S/T élevé permettant probablement au sol de mieux supporter une récolte de rémanents sans s'appauvrir. Ainsi, il serait intéressant d'affiner l'indicateur de sensibilité aux exports, la majorité des sols forestiers se trouvant dans la gamme de pH suscitée (fig. 1b). La variable pressentie pour affiner le diagnostic de sensibilité aux exports serait le rapport S/T.

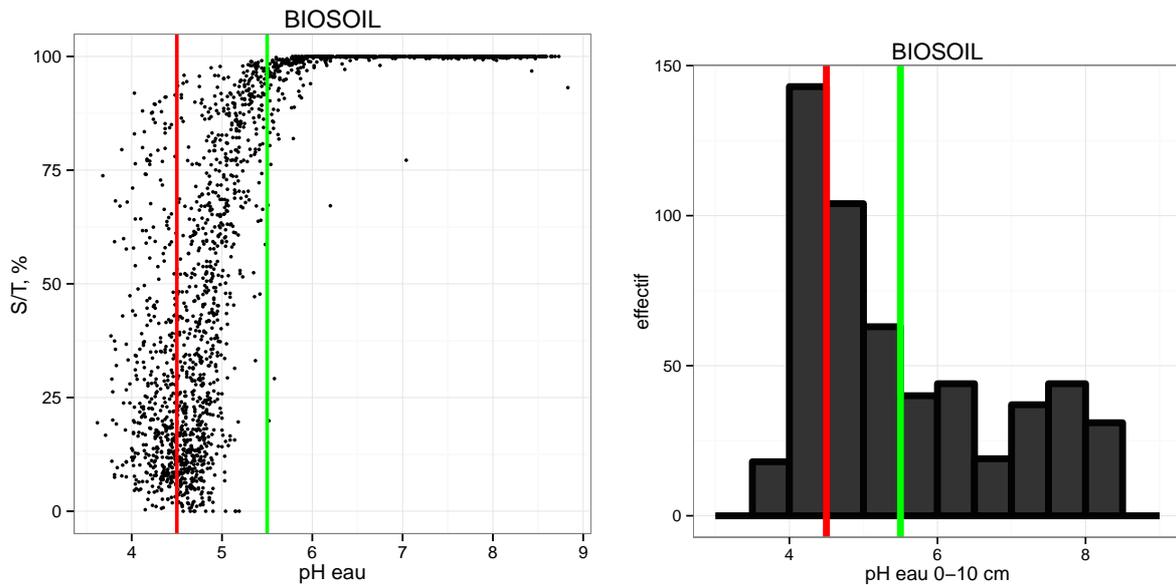


Figure 1a (gauche) relation entre le rapport S/T et le pH et **Figure 1b** (droite) distribution des valeurs de pH eau des sols forestiers (couche minérale 0-10 cm) ; données issues de la campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007 sur le réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers, les traits verticaux rouge et vert délimitant les seuils de sensibilité aux exports de rémanents définis dans le guide ADEME (2006)

Si on cherche à affiner la relation entre le pH et le ratio S/T en ajoutant comme donnée supplémentaire le pôle textural tel que défini par le guide ADEME (2006), on constate que le croisement pH – pôle textural ne suffit pas à définir complètement le niveau du ratio S/T car les classes texturales se chevauchent complètement dans l'intervalle de sensibilité considéré (fig. 2). De manière similaire, la forme d'humus ne permet pas de discriminer différents niveaux de taux de saturation en "bases" par valeur de pH (fig. 3). L'introduction de nouvelles variables explicatives est donc nécessaire.

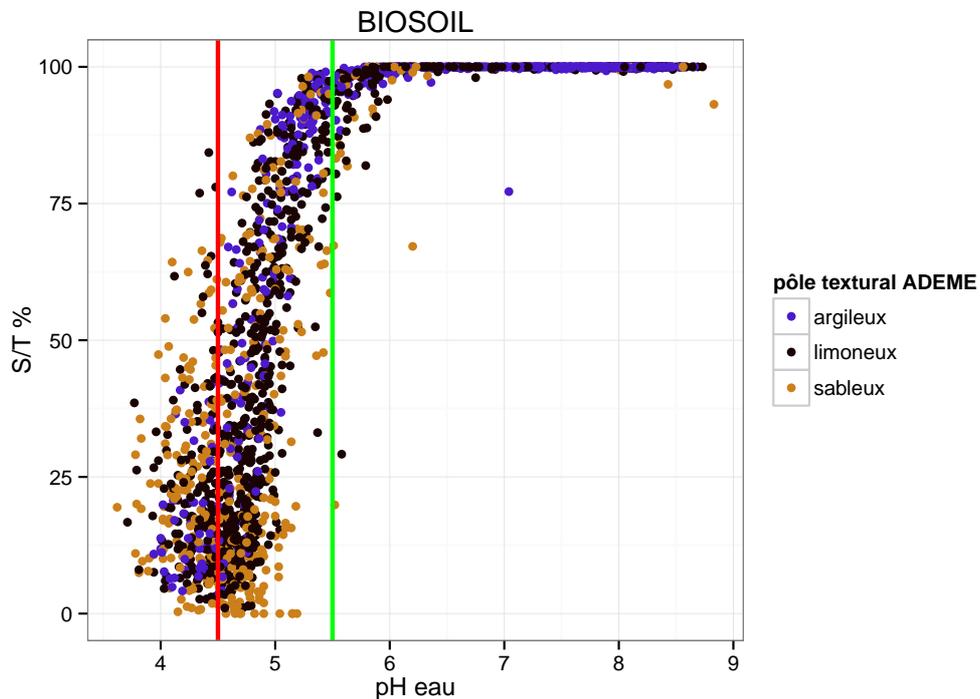


Figure 2 : relation entre le rapport S/T et le pH par pôle textural tel que défini par le guide ADEME (2006) ; données issues de la campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007 sur le réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers

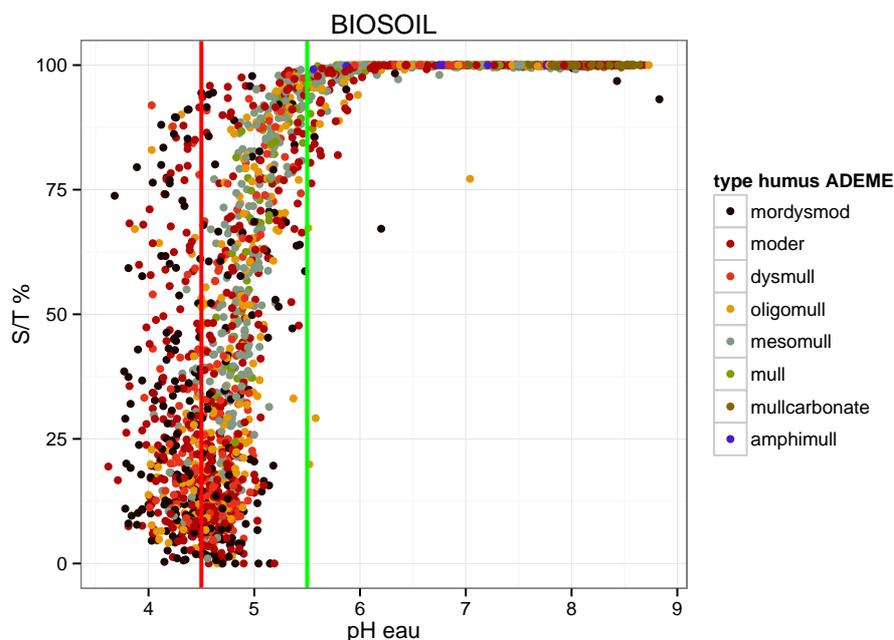


Figure 3 : relation entre le rapport S/T et le pH par formes d'humus telles que définies par le guide ADEME (2006) ; données issues de la campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007 sur le réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers

L'objectif de cette étude prospective est d'étudier la relation entre le pH et le rapport S/T et de déterminer les principaux facteurs l'influençant. La réponse à cet objectif permettra de déterminer l'opportunité de développer un indicateur plus sensible que le croisement du pH ou du type d'humus avec le pôle textural pour caractériser la capacité d'un sol à supporter les exports supplémentaires de minéraux dus à la récolte de rémanents.

2. Données utilisées

Les données utilisées dans le cadre de ce travail sont issues de la campagne de prélèvement BIOSOIL sur les placettes du réseau systématique 16 km x 16 km du Département de la Santé des Forêts (DSF). Cette campagne de prélèvements a eu lieu entre 2006 et 2007 et a été confiée à l'IFN (Inventaire Forestier National, dorénavant confié à l'IGN). Les prélèvements ont concerné 4 couches de sol minéral (0-10, 10-20, 20-40 et 40-80 cm) et 1 couche de sol organique (horizons OF et OH confondus). Des analyses physico-chimiques ont été réalisées sur chaque couche par le laboratoire d'analyse des sols d'Arras (INRA). La description écologique des points du réseau a été réalisée selon le protocole habituel de l'IGN (http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/IMG/pdf/Doc-DB_2005-2011_ecologie_PF.pdf).

La calibration des relations statistiques entre constituants et descripteurs morphologiques du sol a été réalisée sur ces données, qui ont l'avantage d'être réparties de manière systématique sur tout le territoire français. L'analyse statistique a été réalisée par forêts aléatoires (Breiman, 2001) qui permettent de s'affranchir des hypothèses de normalité et de linéarité et qui mettent en œuvre des techniques de validation croisée rendant les modèles plus performants en termes de prédiction. Les relations calibrées ont été ensuite validées graphiquement sur les données de description et de chimie des sols issues du réseau RENECOFOR (Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers). Les bases de données utilisées pour ce travail sont décrites plus en détail en annexe 1. La correspondance entre les classes d'humus de la description écologique des points-forêts de l'IGN et les regroupements de classes proposés dans le guide ADEME (2006) ou dans ce projet est donnée en annexe 2. Pour chaque placette et chaque couche de sol, le pôle textural a été défini à partir de la teneur en argile mesurée et des classes définies par le guide ADEME (2006). La description du substrat sur les placettes DSF ne permettant pas toujours une discrimination fine de sa richesse chimique, il a été décidé de regrouper les substrats selon qu'ils faisaient ou pas effervescence à l'acide chlorhydrique (calcaire vs. acide).

3. Relation entre le pH eau et le S/T des sols forestiers

L'analyse statistique par forêts aléatoires a permis de sélectionner les modèles les plus efficaces pour prédire le taux de saturation en "bases" des sols à partir du jeu de données en présence. Les deux meilleurs modèles ont été ensuite comparés, l'un ne prenant en compte comme variables explicatives des variations de S/T que des descripteurs analytiques (pH, CEC, teneur en carbone organique, teneur en argile) et l'autre ne prenant en compte que des descripteurs morphologiques en plus du pH. La qualité de prédiction du S/T de ces deux modèles est similaire (R^2 d'environ 90 %, erreur résiduelle d'environ 2 %).

Si on s'intéresse au modèle permettant de prédire le taux de saturation en "bases" tout en n'ayant besoin que du pH eau du sol et de descripteurs morphologiques, les variables les plus importantes pour prédire le S/T sont (par ordre décroissant d'importance) :

- pH
- couche de sol considérée (Figs. 4 et 5)
- pôle textural (tel que défini dans le guide ADEME, 2006)
- formes d'humus (telles que définies par l'IGN)
- nature du substrat (calcaire, acide)

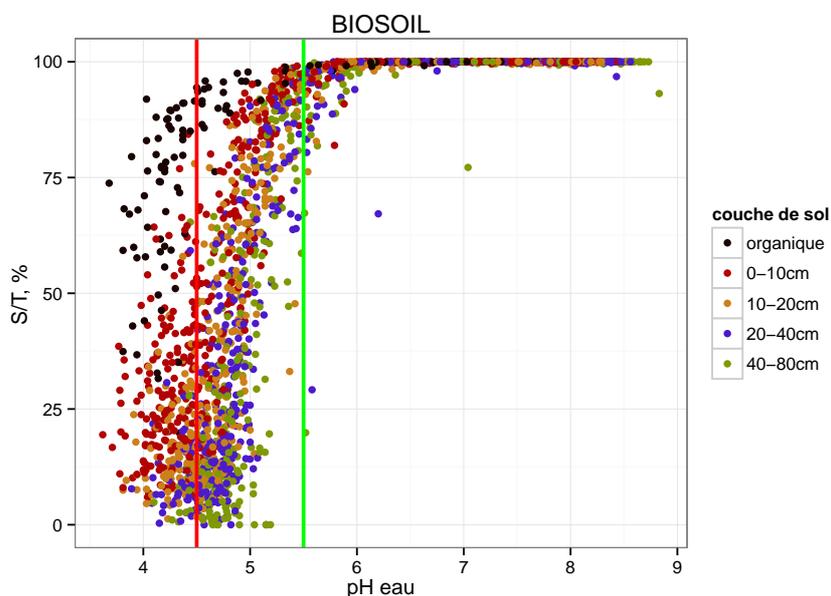


Figure 4 : relation entre le rapport S/T et le pH par couche de sol ; données issues de la campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007 sur le réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers

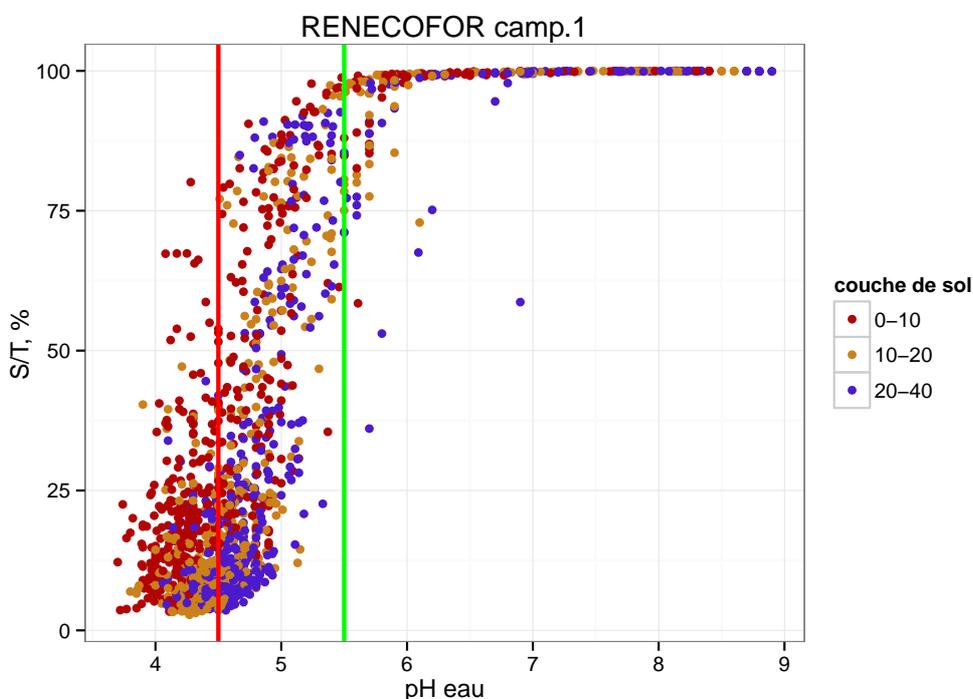


Figure 5 : relation entre le rapport S/T et le pH par couche de sol ; données issues de la première campagne de prélèvements 1993-1995 sur le réseau RENECOFOR, 5 analyses par couche et par site

Les effets du pH, de la couche de sol, du type de substrat, du pôle textural et de la forme d'humus sur le rapport S/T sont validés graphiquement sur les données RENECOFOR (figs. 4 et 5). En effet, on observe

que l'effet du pH sur le rapport S/T se différencie très bien par couche de sol, il se distingue également par type de substrat, pôle textural ou forme d'humus même si la distinction est moins bonne que par couche de sol. Il serait intéressant de tester statistiquement la relation calibrée à partir des données BIOSOIL sur les données RENECOFOR, mais ce travail n'a pas pu être réalisé dans le cadre de cette étude.

Le fait que la couche de sol, le type de substrat, le pôle textural, la forme d'humus et surtout le pH expliquent majoritairement – et aussi bien que les variables issues d'analyses de sol testées – les variations de S/T peut s'expliquer par le fait que :

- le pH influence la CEC (capacité d'échange cationique) de part son effet sur les charges positives/négatives des feuillets d'argiles et des matières organiques (MO). Cette influence est d'autant plus forte que les charges variables sont élevées, et celles ci sont, en relatif, considérablement plus importantes dans les MO que dans les argiles, et donc dans les horizons de surface. Beaucoup de MO implique beaucoup de charges variables, et donc une sensibilité plus forte de la CEC au pH (fig. 6a) ;
- le type de substrat a un effet sur les éléments minéraux libérés par l'altération et donc sur la re-saturation en "bases" de la CEC ;
- le pôle textural a une influence forte sur la CEC (fig. 7) ;
- la forme d'humus est directement liée à l'activité biologique et donc à la quantité d'éléments minéraux libérés par la minéralisation de la MO. De plus la richesse chimique d'un sol influence inversement la forme d'humus ;
- enfin, l'effet de la couche de sol est probablement lié aux effets combinés des variations avec la profondeur de la CEC, de la MO et des argiles (teneur et qualité) sur le taux de saturation de la CEC par les "bases". En effet on constate que dans les couches organiques (OF et OH), le pH est moins élevé que dans les couches inférieures à cause de leur concentration élevée en MO (le point de compensation des charges pour la MO se situe autour de $\text{pH} = 1$). Par contre, à pH faible, le S/T des couches organiques est relativement plus élevé que celui des couches minérales. En effet la CEC des couches organiques est plus élevée que celle des couches minérales (la MO est fortement chargée) mais comme la somme des cations basiques (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+) y est proportionnellement plus élevée (fig. 6b), le S/T à pH constant est supérieur dans les couches organiques que dans les couches minérales. La meilleure saturation en "bases" des couches organiques est probablement en lien avec le cycle biologique qui doit permettre une meilleure re-saturation de la CEC en « bases » pour les horizons de surface que pour les horizons profonds et/ou avec une affinité forte de la MO pour les cations "basiques".

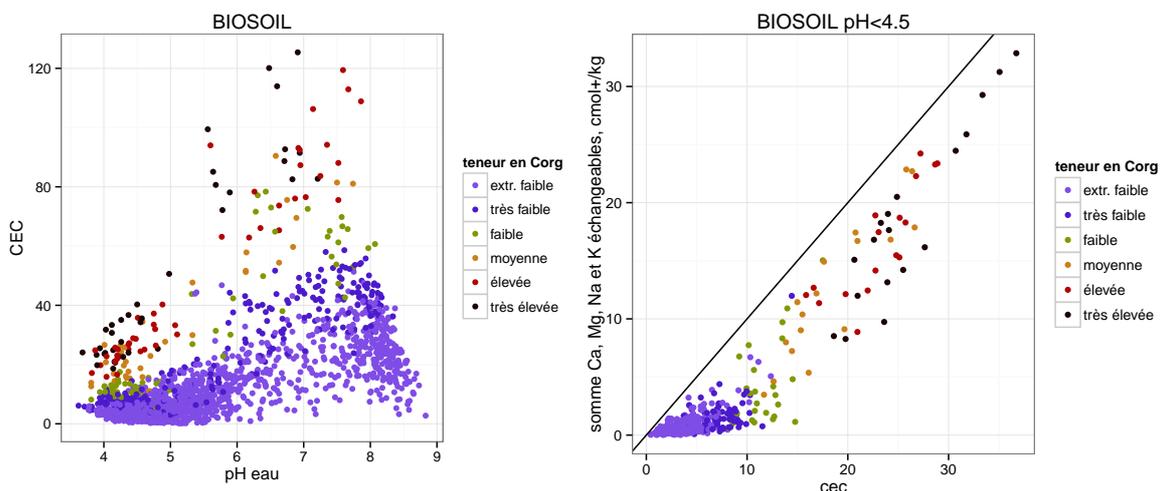


Figure 6a (gauche) relation entre le pH et la capacité d'échange cationique (CEC en cmol+ kg^{-1}) et **fig. 6b** (droite) relation entre la capacité d'échange cationique (CEC en cmol+ kg^{-1}) et la somme de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+ échangeables (S) pour les sols dont le pH eau est inférieur à 4.5. Relations par gamme de teneur en carbone organique (Corg) : extr. faible \Leftrightarrow $\text{Corg} < 50 \text{ g kg}^{-1}$, très faible \Leftrightarrow $50 \leq \text{Corg} < 100 \text{ g kg}^{-1}$, faible \Leftrightarrow $100 \leq \text{Corg} < 200 \text{ g kg}^{-1}$, moyenne \Leftrightarrow $200 \leq \text{Corg} < 300 \text{ g kg}^{-1}$, élevée \Leftrightarrow $300 \leq \text{Corg} < 400 \text{ g kg}^{-1}$, très élevée \Leftrightarrow $\text{Corg} \geq 400 \text{ g kg}^{-1}$. Données issues de la campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007 sur le réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers

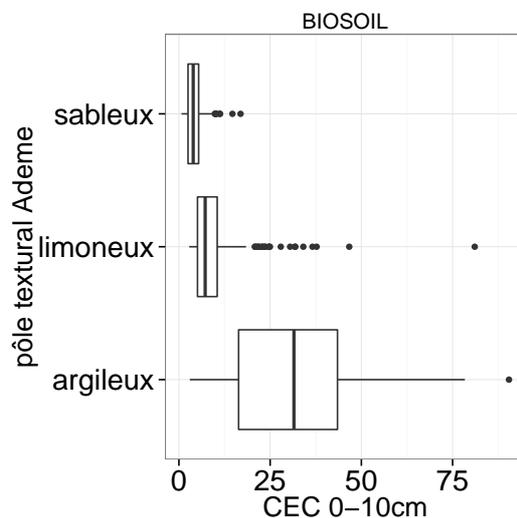


Figure 7 : distribution (boxplot) par pôle textural (cf. définition guide ADEME, 2006) des valeurs de capacité d'échange cationique (en $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$) de la couche de sol 0-10 cm des sols forestiers échantillonnés lors de la campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007 sur le réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers

On constate que pour prédire le taux de saturation du sol en "bases", il suffit de s'intéresser au pH par couche de sol (R^2 prédiction de 86 % contre 90 % et erreur résiduelle équivalente de 2 %). En ajoutant des informations sur le pôle textural, la forme d'humus, et le type de matériau parental (présence ou absence de roche carbonatée faisant effervescence à HCl sur un mètre de profondeur maximum), on augmente la qualité de prédiction tout en n'ayant besoin que de descripteurs morphologiques relativement aisés à relever sur le terrain.

Ainsi le rapport S/T ne semble apporter aucune information supplémentaire significative par rapport au pH si on compare des couches de sol similaires (organiques, de surface ou profondes). Il est à noter toutefois que cette affirmation n'est probablement valable qu'à l'échelle nationale. Il est possible qu'à une échelle locale, une analyse de sol soit nécessaire et apporte significativement plus d'informations qu'une simple détermination du pH et des descripteurs morphologiques cités précédemment. En effet, si on regarde attentivement la courbe entre le pH et le S/T, ou les modèles réalisés, on peut s'apercevoir qu'il reste une part non expliquée par les différents modèles testés qui peut être potentiellement intéressante si on veut déterminer la sensibilité aux exports de manière plus fine qu'avec le pH. Cependant, la mesure de S/T est coûteuse et il n'est pas certain que ce soit la variable qui permette d'expliquer le mieux la présence ou l'absence d'impact lors de l'export de rémanents (cf. Partie 2, Rapport 1). Bénéficier d'une analyse de sol précise peut donner au gestionnaire plus de moyens pour affiner le diagnostic de sensibilité, si et seulement si, on dispose d'outils permettant de relier cette analyse de sol à un impact plus ou moins intense suite à un export de rémanents. Or, si la synthèse bibliographique de David Achat nous permet d'avoir une estimation plus précise des quantités de minéraux exportées, la relation entre l'état initial du sol, la quantité de minéraux exportés et l'impact observé (sol et peuplement) n'a pas pu être établie à l'heure actuelle.

A ce stade (synthèse bibliographique de David Achat et importance du pH et de la profondeur de sol pour prédire les valeurs de S/T), on ne peut conclure à la prévalence du S/T par rapport au pH pour prédire la sensibilité du sol à l'export de rémanents. De plus, un S/T élevé ne va pas forcément signifier que le réservoir en « bases » est grand et capable de tamponner les exports de minéralomasse (ex. S/T élevés sur sols sableux à faible CEC, figs. 2 et 6).

Par conséquent, **il est proposé de garder les seuils et les variables proposées dans le guide ADEME (2006) pour diagnostiquer grossièrement la sensibilité des sols à l'export de rémanents.** Cependant, la correspondance entre forme d'humus et pH telle que proposée dans le guide ADEME (2006) n'est pas vérifiée (fig. 7) et peut mener à des erreurs de diagnostic si on considère la forme d'humus au lieu de considérer le pH. Ainsi, il paraît intéressant de chercher à améliorer la correspondance entre les seuils de pH et ceux en terme de forme d'humus grâce aux bases de données utilisées pour ce travail. La suite de ce rapport cherche à répondre à un second objectif identifié à l'issue de la première phase d'analyse de ce travail prospectif. Le second objectif identifié ici est d'étudier l'opportunité de prédire le pH de la couche 0-10 cm à partir de la forme d'humus et d'autres descripteurs morphologiques des sols.

4. Pistes pour améliorer la correspondance pH – humus du guide ADEME (2006)

Face à la grande variabilité des valeurs de pH eau en fonction du pôle textural et/ou de la forme d'humus (fig. 8), il paraît important de chercher à diminuer cette variabilité de manière à rendre le diagnostic de sensibilité aux exports de rémanents par la forme d'humus plus facile et fiable pour les gestionnaires. De plus, d'après les analyses de sol de la base de données BIOSOIL, il existe des cas de sols argileux présentant un pH eau < 4.5, de sols limoneux présentant un pH eau > 6 et de sols sableux présentant un pH eau > 5.5 (fig. 7), or ces cas ne sont pas répertoriés dans le tableau 1 du guide ADEME (2006).

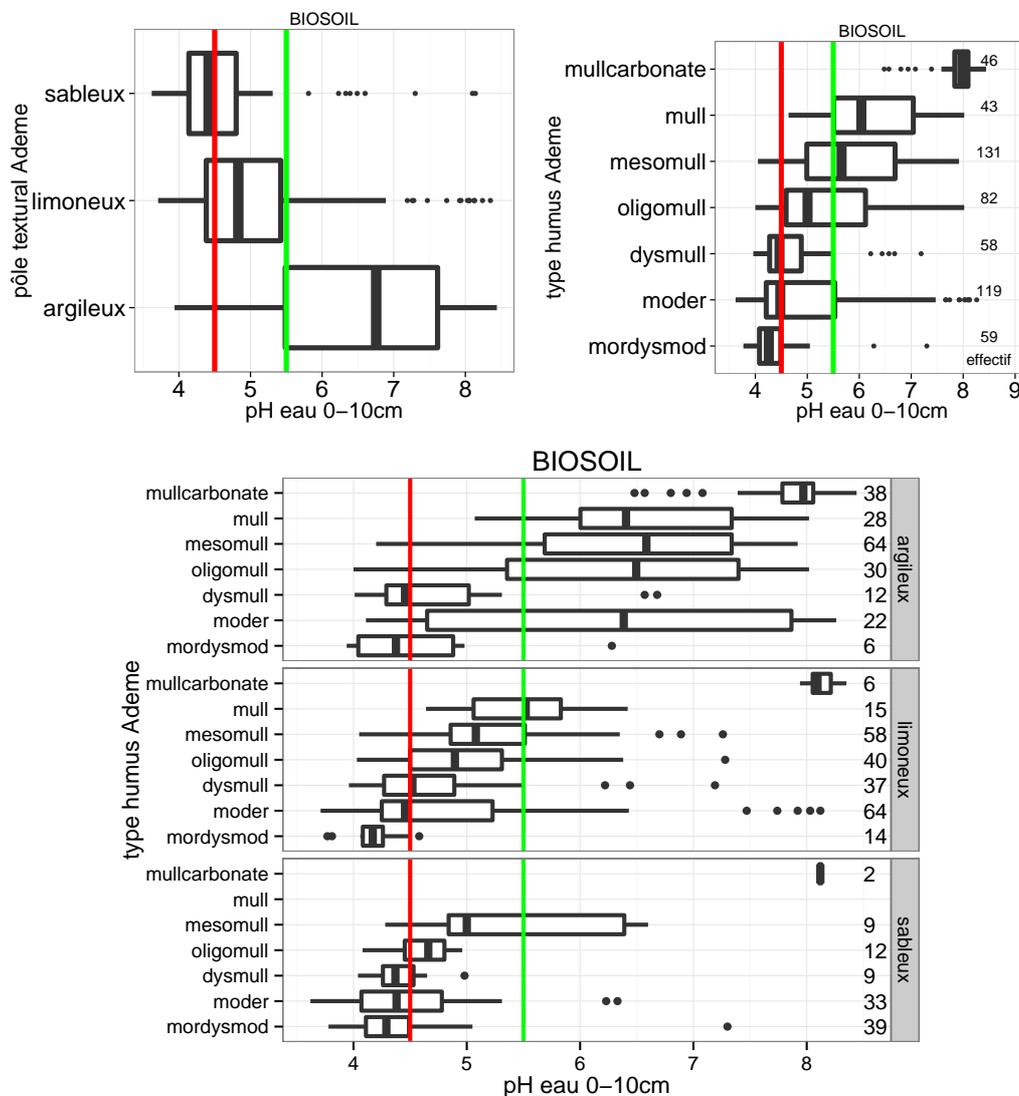


Figure.8 : variabilité des valeurs de pH eau de la couche 0-10 cm des sols forestiers du réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers (campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007) par pôle textural et/ou forme d'humus tels que définis dans le guide ADEME (2006)

Si on considère la variabilité des valeurs de pH par formes d'humus telles que définies par l'IGN (fig. 9), on s'aperçoit qu'en affinant les formes d'humus en traitant séparément les mors et moders carbonatés (c'est-à-dire les mors et moders dont l'horizon A fait effervescence à l'acide chlorhydrique cf. annexe 2, formes d'humus étant en fait probablement des amphimulls), on diminue sensiblement la variabilité des valeurs de pH trouvées pour les mors et moders.

Pour prédire le pH à partir de la forme d'humus associée à d'autres descripteurs dont notamment des descripteurs climatiques (Jabiol *et al.*, 1995 ; Ponge *et al.*, 2011), il est nécessaire de ne pas multiplier les classes pour avoir suffisamment de données de pH par croisement de niveaux des variables explicatives considérées.

Par conséquent, dans le cadre de cette étude, les moders carbonatés et mors carbonatés ont été regroupés avec les amphimulls, à cause de leur morphologie semblable et de leurs pH voisins (fig. 9). Les mésomulls carbonatés et mulls carbonatés ont été regroupés avec les mulls (pH > 5.5). Les hémimoders ont été regroupés avec les moders et non pas les dysmulls (comme proposé dans le guide ADEME, 2006), à cause

de leur morphologie (horizon A peu ou pas biostructuré et présence d'un horizon OH, même si discontinu) et de la distribution des valeurs de pH eau plus proches de celles des moders que de celles des dysmulls. De par leurs effectifs faibles, les hydromors, hydromoders et hydromulls n'ont pas été pris en considération dans l'analyse (annexe 2). Ces regroupements ont été validés de par la distribution du pH eau de la couche 0-10 cm par classe d'humus (fig. 10) et en comparant des modèles de prédiction du pH eau qui utilisent chacun une classification des humus différente (ADEME, IGN et Résobio).

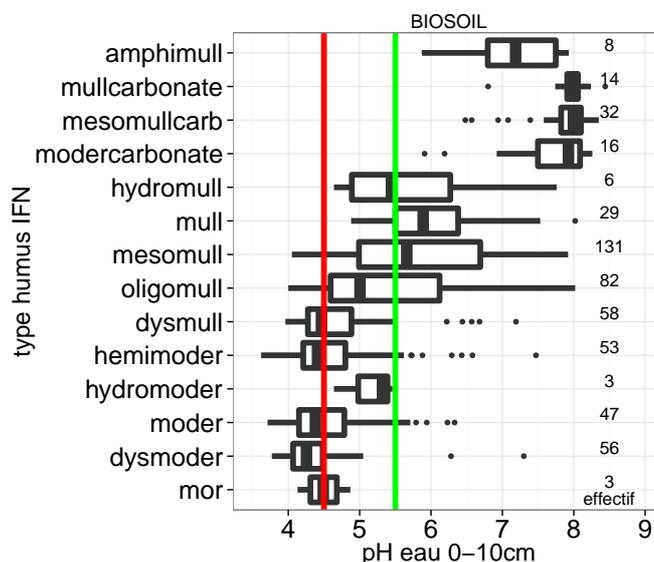


Figure 9 : variabilité des valeurs de pH eau de la couche 0-10 cm des sols forestiers du réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers (campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007) par formes d'humus telles que définies dans le protocole de description écologique de l'IFN/IGN

L'analyse statistique par forêts aléatoires a permis de mettre en évidence un fort poids de la nature du substrat (acide vs. alcalin) dans la prédiction du pH, les variables qui ont ensuite un poids important sont, par ordre décroissant, la forme d'humus, l'altitude et la GRECO (grandes régions écologiques liées au découpage macroclimatique, géologique et topographique de la France par l'IGN, <http://inventaire-forestier.ign.fr/spip/spip.php?rubrique211>) (fig. 11).

Si on prend des variables climatiques continues comme la température annuelle moyenne, minimale ou maximale et les précipitations annuelles (données AURHELY, 1971-2000), on améliore sensiblement la qualité de prédiction. Cependant, la liaison n'est pas très évidente graphiquement et ne permet pas d'établir des règles cohérentes de diagnostic en fonction d'un croisement entre substrat, forme d'humus et température et/ou précipitation (fig. 12).

Pour tous les modèles testés, la nature du substrat est la variable la plus importante, et le pôle textural et la couche de sol ont un poids non significatif pour prédire le pH du sol. Le R^2 de prédiction est supérieur à 85 % et l'erreur résiduelle varie entre 0.2 et 0.3 unité de pH.

Si on considère les valeurs de pH par substrat, forme d'humus et GRECO, on s'aperçoit que la forme d'humus seuil qui sépare les cas de sols à pH eau de la couche 0-10 cm < 4.5 varie en fonction des GRECO (voir ci-dessous). De plus, tous les sols développés à partir d'un matériau parental carbonaté (y compris les sables carbonatés) ont un pH de la couche 0-10 cm > 4.5 (même si cette couche ne fait pas effervescence).

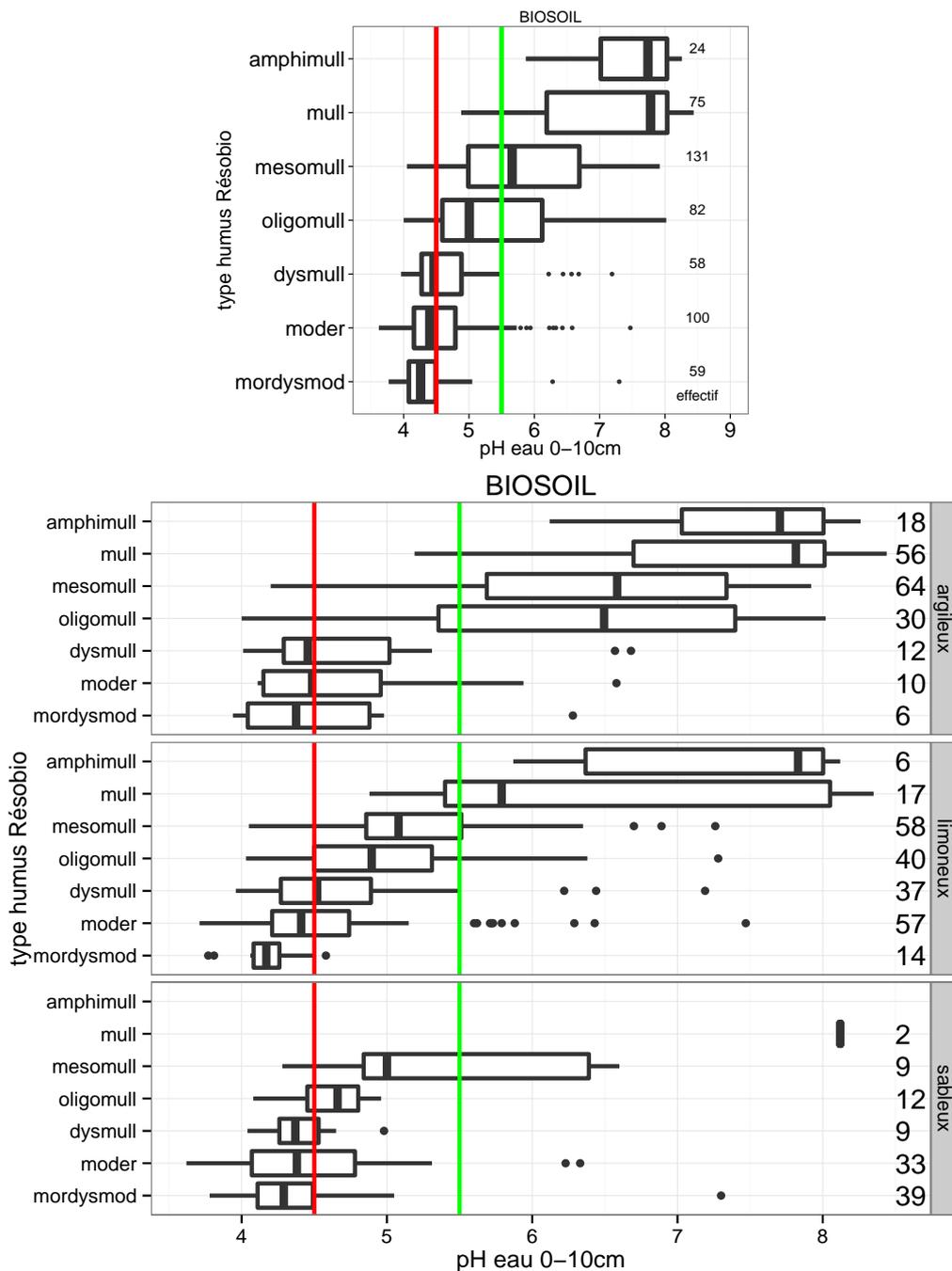


Figure 10 : variabilité des valeurs de pH eau de la couche 0-10 cm des sols forestiers du réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers (campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007) par formes d'humus telles que définies dans le protocole de description écologique de l'IFN/IGN mais regroupées (cf. texte) et/ou pôle textural

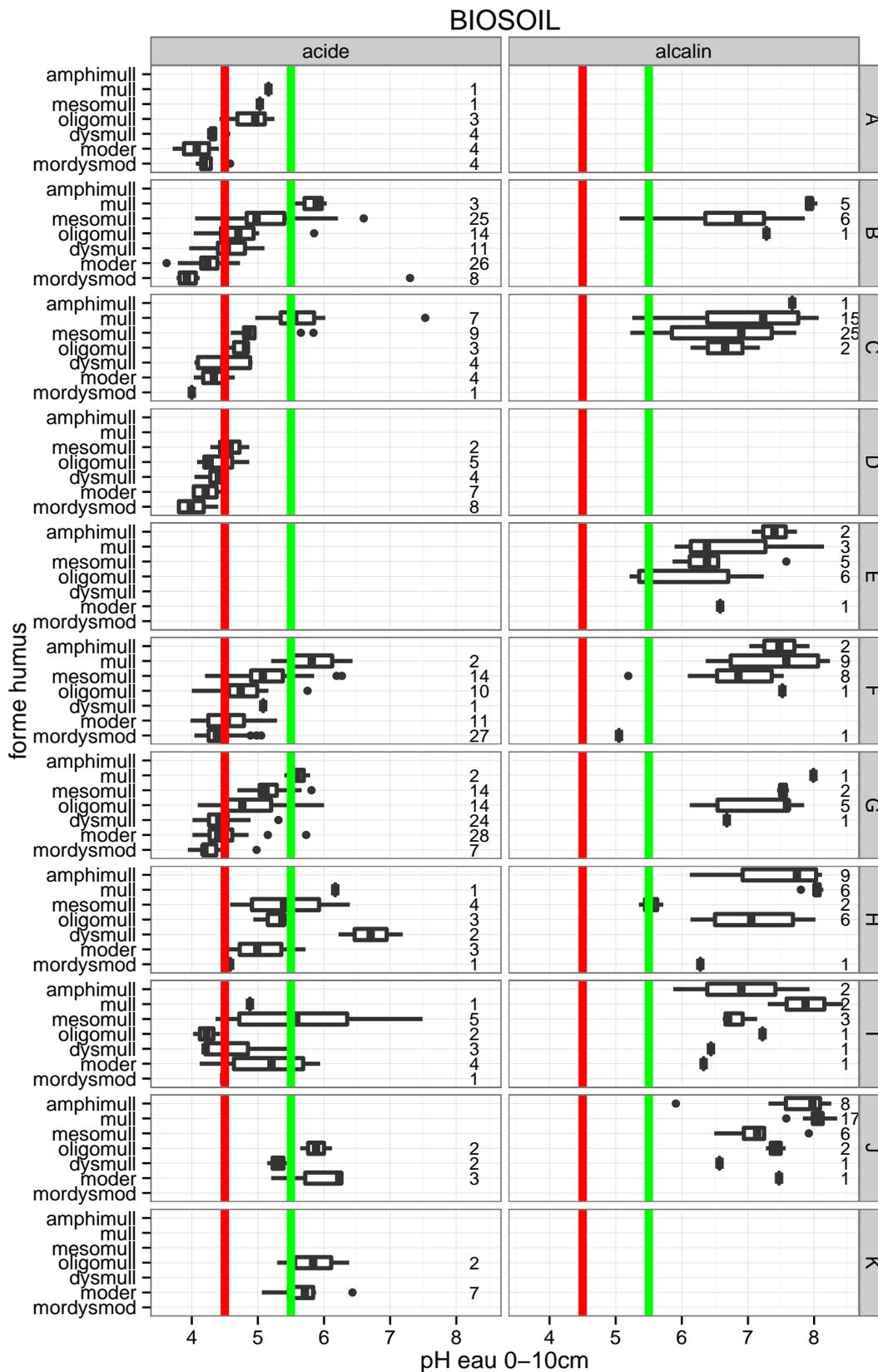


Figure 11 : variabilité des valeurs de pH eau de la couche 0-10 cm des sols forestiers du réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers (campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007) par nature du substrat, formes d'humus telles que définies dans le protocole de description écologique de l'IFN/IGN mais regroupées (cf. texte), et GRECO (A ⇔ grand ouest cristallin et océanique, B ⇔ centre nord semi océanique, C ⇔ grand est semi continental, D ⇔ Vosges, E ⇔ Jura, F ⇔ sud-ouest océanique, G ⇔ massif central, H ⇔ Alpes, I ⇔ Pyrénées, J ⇔ Méditerranée, K ⇔ Corse)

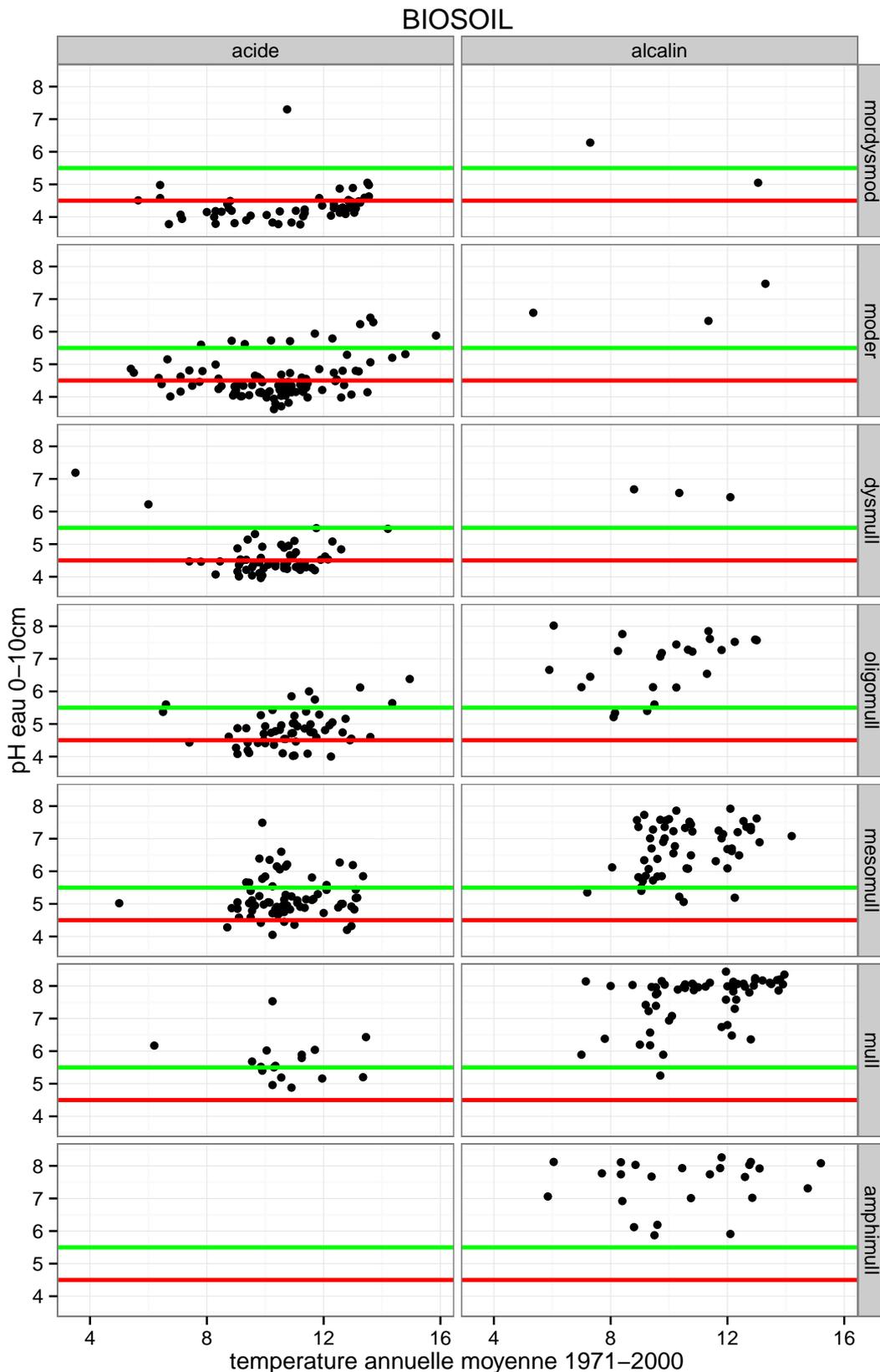


Figure 12 : influence de la température annuelle moyenne (données AURHELY, 1971-2000), de la nature du substrat et des formes d'humus (IFN/IGN regroupées) sur le pH eau de la couche 0-10 cm des sols forestiers du réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers (campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007)

Pour les sols développés à partir d'un matériau parental acide, dans les GRECO A (grand-ouest cristallin et océanique), B (centre-nord semi-océanique), C (grand est semi continental), F (sud-ouest océanique), et G (Massif central), ce ne sont que les formes d'humus au moins aussi actives que les oligomulls qui correspondent à un pH de la couche 0-10 cm de plus de 4,5, dans la majorité des cas. Dans la GRECO D (Vosges), seule la moyenne des mulls dépasse pH 4,5. Dans les GRECO H, I, J et K, le faible effectif de relevés par croisement de facteurs (substrat x forme d'humus x GRECO) ne permet de conclusions aussi

tranchées que pour les GRECO précédemment citées. Il semblerait que dans la GRECO I (Pyrénées), la forme d'humus doit être au moins aussi active que le mesomull pour que la couche 0-10 cm ait un pH eau > 4,5. Dans les GRECO H (alpes), J (méditerranée) et K (corse), les moders semblent correspondre à des pH de la couche 0-10 cm supérieurs à 4,5, sans que l'on puisse trancher pour les formes d'humus moins actives. Pour les 4 dernières GRECO citées, les formes d'humus peu actives sur des sols à pH élevés semblent prépondérantes et pourraient correspondre à des formes de transition vers les amphimulls (forme d'humus à litière peu dégradée sur sols pourtant riches, la minéralisation des litières étant bloquée par d'autres facteurs que la fertilité du sol : temps trop sec, trop froid...).

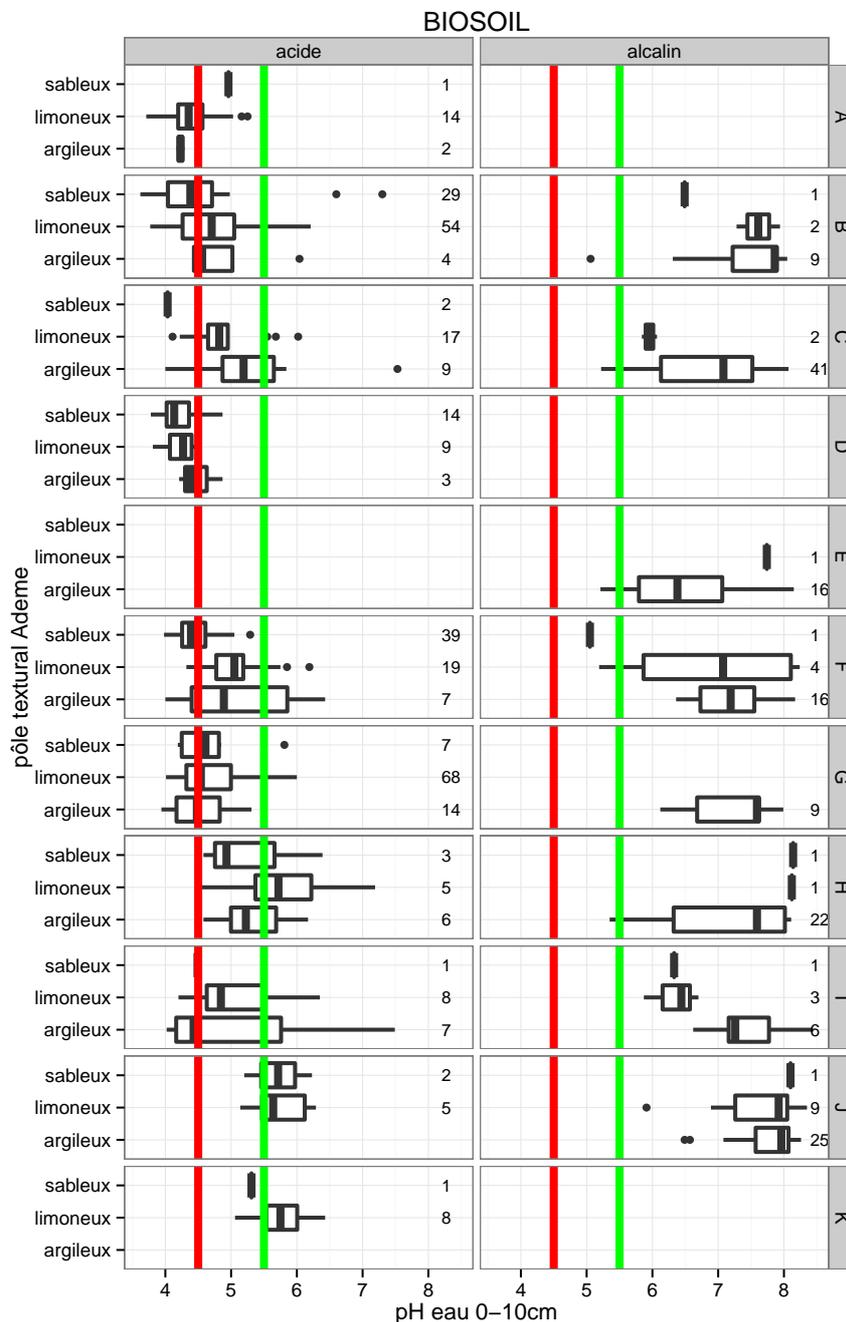


Figure 13 : variabilité des valeurs de pH eau de la couche 0-10 cm des sols forestiers du réseau 16 km x 16 km (campagne de prélèvements BIOSOIL 2006-2007) par nature du substrat, pôle textural tel que défini dans le guide ADEME (2006), et GRECO

Il est important de nuancer ce diagnostic par le nombre faible de relevés par croisement de facteurs (substrat x forme d'humus x GRECO). Ainsi, même si cette distribution des valeurs de pH par nature du substrat, forme d'humus et GRECO (fig. 10) peut être utilisée (les données sont issues d'un réseau systématique de placettes et les tendances sont en général claires et cohérentes), elle devra être validée et complétée par des relevés supplémentaires, notamment dans les GRECO H, I, J et K. De plus, pour rendre le diagnostic de sensibilité à la récolte de rémanents par les formes d'humus plus opérationnel et fiable à l'échelle locale, il serait important de pouvoir tester les effets de l'essence et de l'âge du peuplement sur ce

diagnostic (Jabiol *et al.*, 1995 ; Ponge *et al.*, 2011). Avec les bases de données utilisées dans ce travail, ce n'est pas possible étant donné le nombre encore plus limité de points par croisement de facteurs si on ajoute l'influence du peuplement forestier sur les formes d'humus.

En l'absence d'un diagnostic réalisable des formes d'humus, on peut constater que la discrimination des valeurs de pH par substrat x pôle textural x GRECO n'est pas aussi satisfaisante que par substrat x forme d'humus x GRECO (fig. 13). Dans ce cas, il est plutôt **conseillé de réaliser une mesure de pH eau de l'horizon A, tel que cela était déjà préconisé dans le guide ADEME (2006).**

5. Conclusion

Le premier objectif de ce travail était d'étudier les facteurs influençant la relation entre le pH et le rapport S/T de sols forestiers. Les principaux facteurs identifiés sont la teneur en carbone organique, la CEC et la teneur en argile du sol. Il ressort également de l'analyse des données de prélèvements BIOSOIL (2006-2007) sur le réseau européen 16 km x 16 km de suivi des dommages forestiers, que pour prédire le taux de saturation du sol en « bases », il suffit de s'intéresser au pH par couche de sol. En ajoutant au pH des informations sur le pôle textural, la forme d'humus, et le type de matériau parental (présence ou absence de roche carbonatée faisant effervescence à HCl sur un mètre de profondeur maximum), on atteint une qualité de prédiction similaire au modèle basé seulement sur des descripteurs analytiques, tout en n'ayant besoin que de descripteurs morphologiques relativement aisés à relever sur le terrain. Ainsi, **ce travail n'a pas permis de valider la prévalence du S/T par rapport au pH pour prédire la sensibilité du sol à l'export de rémanents**. Cependant, si on s'intéresse aux seuils de pH eau de l'horizon A proposés dans le guide ADEME (2006), **il est recommandé d'améliorer la correspondance proposée entre la forme d'humus et le pH eau de la couche de sol 0-10 cm** à partir d'analyses statistiques sur les données de la base du DSF.

Un second objectif a ainsi émergé des résultats du premier objectif, à savoir **étudier l'opportunité de prédire le pH eau de la couche 0-10 cm à partir de descripteurs morphologiques**. Le meilleur modèle de prédiction du pH eau de la couche 0-10 cm nécessite la détermination de la nature du matériau parental en distinguant seulement entre substrat alcalin (faisant effervescence à l'acide chlorhydrique) et substrat non alcalin. Tous les sols développés à partir d'un matériau parental carbonaté (y compris les sables carbonatés) ont un pH de la couche 0-10 cm > 4,5 (même si cette couche ne fait pas effervescence). La deuxième étape est de déterminer la forme d'humus en prêtant une attention particulière aux formes d'humus s'apparentant aux amphimulls, qui présentent une litière peu dégradée comme pour les mors ou moders mais un horizon A à structure nettement grumeleuse et/ou faisant effervescence à HCl. Enfin, selon la GRECO considérée les formes d'humus correspondant aux deux seuils de pH eau proposés dans le guide ADEME (2006) varient. Ainsi sur substrat acide, plus on est dans le sud plus les formes d'humus peu actives correspondent à des pH élevés, sans distinction tranchée de diagnostic entre est et ouest. Ce constat milite pour des **seuils de sensibilité valables à l'échelle nationale** (basés sur le pH de l'horizon A en attendant qu'une ou plusieurs nouvelles variables de sensibilité puissent être déterminées sur la base de recherches scientifiques), **complété par un diagnostic à partir des descripteurs morphologiques qui soit établi à l'échelle régionale**.

Ce constat nécessite cependant d'être confirmé à l'aide de base de données supplémentaires, telle EcoPlant (Jabiol *et al.*, 2007 ; Ponge *et al.*, 2011). En effet, aucune des deux bases disponibles pour ce travail ne permet de calibrer des relations entre descripteurs morphologiques et descripteurs analytiques, avec un effectif suffisant pour tous les croisements de niveaux de facteurs. Il demeure ainsi important de tester les relations calibrées sur d'autres jeux de données et de continuer à acquérir des données de calibration, notamment à l'échelle locale. Il est notamment probable que l'influence du peuplement (essence et âge) sur la relation entre forme d'humus et paramètres chimiques du sol soit importante, au moins à l'échelle locale. Cet effet n'a pas pu être étudié avec les bases de données sol utilisées dans ce travail.

6. Références bibliographiques

- Achat, D. 2013 Analyse bibliographique des impacts du prélèvement des rémanents forestiers sur la fertilité des sols et la croissance des peuplements. RESOBIO « Gestion des REmanents forestiers : préservation des SOls et de la BIOdiversité, Partie 2, Rapport 1, ce volume.
- Badeau, V. 1998. Caractérisation écologique du Réseau européen de suivi des dommages forestiers – Bilan des opérations de terrain et premiers résultats. Les Cahiers du DSF, 5-1998, Min. Agri. Pêche, DERF, Paris, France, 211 p.
- Breiman, L. 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45, 5-32.
- Brêthes, A., Ulrich, E. (coordinateurs) 1997. RENECOFOR – caractéristiques pédologiques des 102 peuplements du réseau. Editeur : Office National des Forêts, département des recherches techniques, Fontainebleau, France, 573 p.
- Cacot E, Eisner N, Charnet F, Leon P, Ranger J, 2006. La Récolte raisonnée des rémanents en forêt. ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie), Collection *Connaître pour agir*. 36 p.
- Jabiol, B., Brêthes, A., Ponge, J.-F., Toutain, F., Brun, J.-J. 1995. L'humus sous toutes ses formes. Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, Nancy, France, 63 p.

Jabiol, B., Gégout, J.-C., Gadenne, J., Weisse, G., Pierrat, J.-C. 2007. Analyse du lien entre type d'humus et certaines caractéristiques chimiques de l'horizon A. Rapport final, volet 2 "utilisation des formes d'humus pour caractériser la richesse minérale du sol", programme de recherche "typologie des stations forestières". Convention de recherche ECOFOR n°2005.22.

Jalabert, S. 2009. Rapport final définitif du projet BIOSOIL-RMQS France. Rapport final provisoire de convention N°2007-CPA-4-239 entre l'IFN et l'INRA Orléans.

Ponge, J.-F., Jabiol, B., Gégout, J.-C. 2011. Geology and climate conditions affect more humus forms than forest canopies at large scale in temperate forests. *Geoderma* 162, 187-195.

7. Annexes

7.1. Base de données disponibles pour calibrer les relations entre descripteurs morphologiques et paramètres chimiques mesurés sur des sols forestiers.

→ **Base de données DSF (Jalabert, 2009)**

Deux campagnes de prélèvements et analyses chimiques ont eu lieu sur le réseau systématique 16 km x 16 km de suivi de l'état des forêts. La première campagne a eu lieu entre 1993 et 1999 (ICP-Forest) et le bilan en a été dressé par Badeau (1998). Lors de cette première campagne, 541 placettes ont fait l'objet d'observations et prélèvements. Le sol a été décrit sur fosse, mais par 5 équipes de pédologues différentes, et les prélèvements de sol pour analyse n'ont pas eu lieu systématiquement à profondeurs constantes. Les données de cette campagne sont regroupées dans la base de données créée par Badeau (1998) et dans 2 fichiers soumis à l'union européenne (fichiers BIOSOIL : PRF et PFH) décrivant les profils (noms WRB 2006 et description par horizon pédologique).

Une deuxième campagne de mesure (BIOSOIL) a été menée par l'IFN en 2006-2007 sur 545 placettes. Les prélèvements ont eu lieu selon des protocoles harmonisés au niveau européen et notamment ont été réalisés systématiquement à profondeurs constantes. Lors de cette deuxième campagne, les sols ont été également sommairement décrits selon le protocole IFN mais seulement sur une fosse creusée à la pioche d'au moins 40 cm puis à partir d'observations à la tarière pédologique pour les couches plus profondes. Les données d'analyses chimiques par couche de sol (OFH, 0-10, 10-20, 20-40 et 40-80 cm) issues de cette deuxième campagne sont regroupées dans le fichier SOM de la base de données BIOSOIL soumise à l'union européenne et les données de description sommaire des points d'inventaire se trouvent dans le fichier PLS (coordonnées géographiques, altitude, humus...) de cette même base de données.

Les avantages de cette base de données sont :

- le caractère systématique de ce réseau de placettes, idéal pour calibrer des relations entre constituants ou entre constituants et descripteurs à l'échelle de la France ;
- les deux campagnes d'inventaire mis en œuvre ont donné deux occasions de confronter descripteurs morphologiques et analytiques des sols.

Les faiblesses de cette base de données sont :

- la divergence entre les descripteurs morphologiques de la 1^{ère} vs. la 2^{ème} campagne, notamment sur le type d'humus ou encore le matériau parental. De multiples raisons peuvent être à l'origine de décalages entre les 2 campagnes (léger déplacement de la placette, déplacement franc de la placette, erreur de diagnostic par un des cabinet de pédologues en 1993 - 1999, erreur de diagnostic par l'IFN en 2006 - 2007, évolution du type d'humus... et il est difficile de trancher. D'où la nécessité d'analyser la base de données campagne par campagne sans avoir de profil de sol décrit sur fosse pour la campagne 2006 - 2007, ou d'analyse par couches de profondeur constante pour la campagne 1993 - 1999 ;
- un seul prélèvement par couche et placette : il est dès lors difficile d'analyser l'évolution possible des paramètres chimiques et de la confronter à une évolution des descripteurs morphologiques.

→ **Base de données RENECOFOR**

Le Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (RENECOFOR) est constitué de 102 placettes réparties de manière non systématique. Sa base de données sol est constituée de la description de deux fosses par placette (description réalisée entre 1993 et 1995 ; Brêthes and Ulrich, 1997), d'analyses chimiques issues de deux campagnes de prélèvement une en 1993-1995 et une en 2009-2012. Les prélèvements pour analyse chimique ont lieu à profondeurs constantes (holorganique, 0-10, 10-20 et 20-40 cm) et sur 5 échantillons composites (formé du mélange de 5 échantillon) par profondeur et placette.

Les avantages de ce réseau sont :

- un protocole homogène dès la première campagne de prélèvement,
- une position des placettes constante entre campagnes de prélèvement,

code IFN	nom humus	regroupement Ademe	regroupement proposé
10	mor	mor-dysmoder	mor-dysmoder
15	mor carbonaté	mor-dysmoder	amphimull
18	hydromor	mor-dysmoder	NA
20	moder	moder	moder
21	dysmoder	mor-dysmoder	mor-dysmoder
22	hemimoder	moder	moder
25	moder carbonaté	moder	amphimull
28	hydromoder	moder	NA
30	dysmull	dysmull	dysmull
31	oligomull	oligomull	oligomull
40	mesomull	mesomull	mesomull
42	amphimull	mull	amphimull
45	mesomull carbonaté	mull carbonaté	mull
48	hydromull	mull	NA
50	eumull	mull	mull
55	eumull carbonaté	mull carbonaté	mull
80	tourbe	NA	NA
81	anmoor	NA	NA

Remarque : par rapport à ce qui est proposé dans le guide ADEME (2006), les hémimoders ont été regroupés avec les moders et non avec les dysmulls, car ils étaient plus proches en terme de distribution de pH et de caractères morphologiques (présence d'un horizon OH). NA correspond à une forme d'humus peu ou pas représentée sur les placettes du réseau DSF et donc non prise en compte dans l'analyse des données.

RAPPORT 3. INTERET ET MODALITES DE RETOUR DE CENDRES DE BOIS EN FORET

Claudine Richter, ONF et Laurent Augusto, INRA

Avec les contributions de :
*Vincent Boulanger, Sophie Cornu, Christine Deleuze, Gwénaelle Gibaud, Noémie Pousse, Hanitra Rakotoarison, Erwin Ulrich, ONF
Laurent Augusto, Laurent Saint-André, Bernd Zeller, INRA
Alain Bailly, Jean-Yves Fraysse, FCBA
Caroline Vivancos, UCFF*

1. Introduction

Une utilisation plus intensive du bois en tant que matériau et source d'énergie renouvelable est l'une des solutions avancées pour lutter contre les changements climatiques. Cette demande publique pose la question des gisements additionnels de bois mobilisables avec différents leviers possibles pour la récolte accrue de biomasse :

- développer la mobilisation du bois des forêts privées,
- augmenter les surfaces de cultures dédiées à la production de biomasse pour l'énergie (taillis à courte et très courte rotation) sur des terrains agricoles ou forestiers,
- intensifier les prélèvements des résidus d'exploitation (menus bois, souches) jusque là laissés en forêt comme les menus bois, et les souches.

Les rémanents étant en général plus riches en éléments nutritifs que les grumes, leur récolte conduit à se poser la question des impacts sur la fertilité des sols et in fine sur le fonctionnement des écosystèmes (Achat, Partie 2, Rapport 1), mais aussi celle des possibilités de remédiation (compensation) par amendement.

En France, la demande en forte progression de bois énergie va de pair avec l'augmentation prévisionnelle considérable de la production de cendres (ONF, 2012). Par leur composition chimique moyenne, les cendres de bois sont assimilables à un amendement minéral sans en avoir à l'heure actuelle le statut réglementaire. Résidu final de la combustion du bois, ces cendres peuvent-elles être considérées comme une ressource potentielle en éléments nutritifs et bases, pour aller dans le sens des politiques publiques incitant à la gestion responsable et à la valorisation des déchets ?

Si le débat récent en France sur l'intérêt du recyclage des cendres de bois en forêt a été initié sous l'angle de la question des compensations aux exports accrus en éléments nutritifs liés à la récolte des rémanents, il pourrait être élargi aux enjeux de restauration des sols acidifiés et, plus généralement, de la bonne gestion de la fertilité des sols en cohérence avec les différents services attendus (production, résistance des peuplements aux aléas climatiques, biodiversité,...).

Le travail présenté ici vise à dresser un panorama actualisé des manières dont quelques pays étrangers, essentiellement européens, traitent la question du recyclage des cendres de bois en forêt. Ce travail a été fait à partir d'une analyse de la littérature, avec une contribution notable du groupe de veille interne ONF sur

les énergies renouvelables, d'échanges mails avec des acteurs de pays étrangers, et de missions d'études ciblées sur 3 pays.

2. Evaluation des quantités de cendres de bois produites par pays

Un rapport récent (KEMA, 2012) commandité dans le cadre d'IEA Bioenergy Task 32 dresse un bilan à l'échelle européenne (Danemark, Finlande, Norvège, Suède, Allemagne, Autriche, Irlande, Pays-Bas et Italie) de l'état et des perspectives de valorisation des cendres de biomasse. Les données disponibles dans ce rapport ont été enrichies par celles trouvées dans la littérature (voir tableau 1).

Tableau 1 - quantités indicatives de « cendres de bois » produites par pays

en kT / an (mention de la source)	cendres de bois (bois, pellets, plaquettes, écorces)	cendres de déchets de bois	cendres de tourbes	Observations
Allemagne	(1) > 150	(1) = 270		(2) Bavière = 75 kT en 2005 (3) Baden-Wurtemberg = 30 kT en 2012 (cendres "propres" uniquement)
Autriche	(1) > 209	(1) = nq		
Danemark	(1) > 32			
Espagne nord ouest	(4) = 50			
Finlande	(1) > 100		(1) = 350	(5) = 600 kT (tourbes + bois)
France	(10) = > 100 d'ici 2020			cendres propres uniquement (300 kT estimées toutes cendres de biomasse)
Irlande	(1) > 1,3		(1) = 199	
Italie	(1) = nq			
Norvège	(1) > 82	(1) = nq		
Pays-Bas	(1) = 26			
(Royaume-Uni) Pays de Galle	(6) > 70 d'ici 2020			
Suède	(1) > 155	(1) = 27	(1) = 32	(7) dont 28kT recyclés en forêt en 2006 (8) dont 36 kT recyclés en forêt en 2012
Suisse	(9) = 31	(9) = 9		

Source :

- (1) KEMA, 2012 (nq = identifié comme biomasse utilisée pour l'énergie mais quantité de cendres non estimée)
- (2) Bavière, 2009
- (3) Klaus von Wilpert, comm pers, 2013
- (4) Núñez-Delgado A. et al., 2011
- (5) METLA, 2012
- (6) Walmsley J, 2006, présentation au séminaire RecAsh 26-28 septembre 2006 (RecAsh seminar proceedings, 2006)
- (7) Bjurström H, Herbert R, 2009
- (8) Stefan Anderson, comm pers, 2012
- (9) Augustin et al, 2010
- (10) ONF, 2012

Le rapport KEMA ne définit pas ce qui est entendu par cendres de déchets de bois (bois en fin de vie recyclé ou connexes propres de scierie ?), et on peut aussi s'interroger sur la manière dont ces données ont été compilées dans les différents pays. De même les types de cendres produites ne sont pas distinguées (notamment cendres sous foyer ou cendres volantes) alors que cette distinction est importante pour la cible possible de valorisation des cendres, et notamment pour l'utilisation en forêt. On ignore également si les quantités de cendres de bois produites correspondant potentiellement à la ressource de « cendres propres » ou non (les installations peuvent fonctionner avec un approvisionnement de différentes biomasse). Si ces données doivent être interpréter avec précaution, ce tableau permet *a minima* de donner un ordre de grandeur des productions et cible deux ensembles de pays, développant une politique active d'utilisation du bois pour l'énergie, et devant développer des solutions pour valoriser les cendres :

- les pays scandinaves : Suède et Finlande en tête (avec une production particulière de cendres issues de tourbe),
- les pays germanophones : Autriche et Allemagne en tête.

Aucune donnée synthétique n'a pu être trouvée sur l'utilisation de ces cendres dans les différents pays : les statistiques font défaut sur les quantités de cendres actuellement éliminés en enfouissement et les valorisations dans les différentes filières potentielles, essentiellement béton, génie civil, céramique et épandage (agriculture dont co-compostage, forêt).

De la bibliographie consultée et des échanges avec les experts, il ressort un consensus sur l'intérêt particulier d'utiliser des cendres de bois « propres » (sans adjuvants) pour les épandages.

3. Intérêt des cendres de bois comme amendement/fertilisant en agriculture et en forêt

Les cendres de bois n'ont pas toujours été considérées comme un déchet ; elles étaient notamment utilisées de manière « industrielle » pour la production de potasse du 17^{ème} au début du 19^{ème}. Le chaulage et la fertilisation des sols agricoles par épandage de cendres étaient autrefois une pratique courante (Hébert, 2008).

3.1. Composition des cendres

Dans les années 1990, de nombreuses études se sont intéressées à la composition des cendres et aux déterminismes de leurs caractéristiques (Pitman, 2006). Des bases de données ont par la suite été constituées à l'échelle européenne sur les compositions biomasse et des cendres produites. Les trois principales sont actuellement :

- *Biobib*, la plus ancienne (1996) développée en Autriche par l'Université de Vienne : <http://www.vt.tuwien.ac.at/biobib/EN/>
- *BioBank Database Biomass Ash* : www.ieabcc.nl/database/biobank.html. Hébergée sur le site de l'Agence Internationale de l'Energie, *BioBank* rassemble 3 bases de données de composition de la biomasse, des cendres et des condensats, d'origine autrichienne (Université de Graz), ces bases sont complétées par les analyses issues de différentes usines et travaux internationaux de recherche (Autriche, Allemagne, Danemark, Suède, Suisse et Royaume-Uni).
- *Database for biomass and waste* : <http://www.ecn.nl/phyllis/> a été compilée par l'ECN, un institut de recherche indépendant sur les énergies renouvelables aux Pays-Bas.

De manière indicative, on peut donner des caractéristiques communes à toutes les cendres de bois. Elles ont un pH toujours nettement basique (autour de 12). Dans leur synthèse bibliographique, Augusto *et al.* (2008) rappellent que la valeur médiane de la capacité à neutraliser les acides des cendres de bois est de 50 %, en d'autres termes, 2 tonnes de cendres ont la même capacité de neutralisation qu'une tonne de CaCO₃. Par ailleurs, les cendres ont des teneurs en azote quasi nulles (volatilisation durant la combustion), des teneurs de l'ordre de 10 à 30 % de calcium, quelques % de potassium et magnésium, et de l'ordre de 1 % de phosphore,

Les cendres contiennent également des éléments traces métalliques ou « métaux lourds » potentiellement polluants : arsenic, bore, cadmium, cuivre, chrome, argent, molybdène, mercure, nickel, et zinc; certains devant être regardés comme oligo-éléments d'intérêts tels que le bore, le cuivre, le zinc. Ces ETM sont présents à l'état naturel dans la biomasse des végétaux. La combustion de la biomasse tend à concentrer certains ETM dans les cendres.

Au-delà des grandes caractéristiques de composition, il est important de souligner l'existence d'une forte variabilité entre les cendres. En effet, selon principalement l'origine et la nature de la biomasse et les caractéristiques de l'installation de combustion (process de combustion et forme de stockage des cendres) (Pitman, 2006), la composition des cendres varie sensiblement. Cette propriété constitue un frein important à l'homologation des cendres en tant que matière fertilisante.

Comme exemple illustratif des travaux menés sur la composition des cendres, en appui à l'élaboration du cadre réglementaire pour une utilisation en forêt ou comme fertilisant, on peut mentionner une étude réalisée en Rhénanie du Nord - Westphalie (Allemagne), commanditée par le MUNLV (Ministère de l'Environnement, de la Protection de la Nature, de l'Agriculture et de la Protection des consommateurs de cet Etat) (Stahl, 2006 et 2008). De l'ordre de 280 échantillons de cendres (volantes et sous foyers) ont été collectées sur 209 installations de combustion de puissance thermique comprises entre 10 et 4000 kW. La majorité des cendres de bois analysées présentaient des concentrations en éléments minéraux satisfaisant les normes de fertilisants (fertilisants PK et K). Les concentrations en éléments traces métalliques étaient par contre très variables. Cette étude a (1) confirmé la cohérence de la réglementation allemande autorisant les cendres dans la liste des matières premières pour les engrais K, avec un taux limité de 30 % de cendres en mélange, (2) inspiré les orientations récentes prises en Baden-Württemberg en faveur d'une utilisation en mélange des cendres avec de la dolomie dans le cadre de plans forestiers d'amendement calco-magnésien réalisés dans ce Land (mélange constitué au maximum de 1/3 de cendres et 2/3 de dolomie).

3.2. Contextes, objectifs et principaux résultats des travaux sur les retours de cendres de bois en forêt

Schématiquement, on peut dire que les principaux résultats de recherche sur les utilisations possibles des cendres de bois sont issus principalement de travaux réalisés dans les pays scandinaves (Suède, Finlande et Danemark) et aux Etats-Unis.

3.2.1. Pays nord-américains

Les pays nord américains (Etats-Unis, Canada, Québec) ont (re)développés un usage en agriculture (Alberta environment, 2002; Hébert M, 2008). Si nationalement, 90 % des cendres de bois produites sont enfouies (pour une production totale de cendres estimée à 3 millions de tonnes par an), les Etats du nord-est en recyclent en agriculture près de 80 %, mais seulement 10 % pour les Etats du Sud-Est.

Le travail de veille réalisé n'a pas mis en évidence de production scientifique récente dans ces pays sur des épandages de cendres en forêt. Les travaux sont plutôt anciens (années 1990) et liés à la problématique amendement sur sols acidifiés (contexte : dépôts atmosphériques acides) (Unger, 1990 ; Kahl *et al.*, 1996).

3.2.2. Pays scandinaves

Une politique forestière en faveur du développement du bois énergie initiée dès les années 1970

Dans les pays scandinaves, les perspectives de montée en puissance de l'utilisation du bois comme biomasse énergie s'est traduit dès les années 1970 par la mise en oeuvre d'actions de recherche en forêt sur les effets d'exportations accrues de biomasse sur les sols, et les solutions de compensation. C'est dans ce cadre qu'a été mis en place entre 1977 et 1986 le premier réseau expérimental multi-sites (22 dispositifs) sur épicéas et pins, comparant différentes modalités d'exportations et différents types de fertilisation (Helmisaari, 2011).

Un parc d'essais anciens et récents sur les épandages de cendres en forêt

Concernant les cendres, la Suède et la Finlande disposent de résultats d'essais bien plus anciens ayant permis d'étudier l'effet de tels apports sur la croissance de peuplements sur tourbières drainées. Ces essais anciens (de 1918-1926 en Suède et 1937 en Finlande) ont notamment montré les effets positifs de ces apports sur la production et la régénération naturelle, ainsi que la persistance de ces effets dans le temps. Au total, entre 1937 et 1997, plus de 200 expérimentations ont été installés sur les cendres en Finlande, dont 90 % sur les tourbières (Röser *et al.*, 2008, cf.chapitre 4).

Les essais plus récents ont visé à répondre à d'autres questions, telles que l'intérêt des cendres comme amendement pour restaurer le pH de sols acidifiés (sols minéraux) dans le contexte des dépôts atmosphériques acides (Lundström, 2003) ou leur intérêt pour la compensation des exportations de biomasse, voire la dynamisation de la production. La question des « compensations » par les cendres a donné lieu à une importante production d'articles scientifiques, avec une évaluation des effets de différentes formes d'apport de cendres sur les sols et la croissance des peuplements, mais aussi sur les impacts environnementaux, notamment ceux liés aux métaux lourds, au stockage du carbone, à la biodiversité et à la qualité de l'eau (Piirainen *et al.*, 2013 ; Hytönen *et al.*, 2012 ; Saarsalmi *et al.*, 2012 ; Moilanen *et al.*, 2012 ; Norström *et al.*, 2011 ; Ring *et al.*, 2011 ; Majdi *et al.*, 2008 ; Dynesius, 2012 ; Huotari, 2011).

Des programmes de R&D structurés

En parallèle à l'investissement R&D¹⁸ consenti pour l'élaboration des recommandations techniques sur les récoltes de bois énergie¹⁹, la Suède a mené depuis le début des années 2000 plusieurs programmes sur la valorisation des cendres (pour les épandages, mais aussi pour la fabrication de béton et dans cadre du génie civil). On peut citer :

- « *Ash Programme* » 2002, 2006-2008, 2009-2011 (budget cumulé de 10 millions d'euros²⁰). Ce programme est piloté par un institut technique de recherche, le Värmeforsk, et il a associé une trentaine de grosses compagnies. Le dernier programme a donné lieu à un colloque en janvier 2012 : « *Ash Utilisation 2012, Ashes in a Sustainable Society* ».

- « *RecAsh* » (projet Life 2003-2006 ; budget de 1,7 millions d'euros) qui a produit des recommandations techniques spécifiques pour l'utilisation des cendres en forêt et favorisé des échanges entre acteurs (voir publications du projet RecAsh, 2006).

En Suède, le retour de cendres est explicitement intégré à la récolte accrue de biomasse dans ce pays comme en témoigne le programme "Efficient forest fuel supply systems" reconduit en 2011 pour 4 ans.

En Finlande, le rapport *KEMA* (2012) relate le déroulement de travaux de R&D dédié de 2009 à 2012 à la valorisation des cendres de tourbes et de cendres sous foyers et à la recherche industrielle visant la mise au point de techniques de granulation de cendres pour l'épandage. **Principaux résultats à tirer des travaux de R&D menés dans les pays scandinaves sur les épandages de cendres en forêt**

Les différents travaux menés indiquent une variabilité des impacts selon la **forme** des cendres épandues (conditionnement, compléments minéraux ou organiques), les **types de sol**, et les **quantités** apportées.

¹⁸ budget du programme de recherche 2007-2011 7 millions d'EUROS

¹⁹ <http://www.skogforsk.se/en/About-skogforsk/Organization/Our-research1/Forest-bioenergy/ESS-final-report/>

²⁰ <http://www.varmeforsk.se/reports?action=show&id=2775>

La forme des cendres semble déterminante pour assurer une libération progressive des éléments, d'où les recommandations convergentes en Suède et Finlande, pour l'utilisation de cendres conditionnées. En parallèle l'état de la végétation est important pour assurer la consommation des éléments nutritifs apportés ou libérés par l'activité biologique stimulée par les apports.

Sur les sols riches en matières organiques, l'application de cendres permet d'augmenter la productivité forestière (sous réserve d'une alimentation en eau non limitante) alors que sur les sols minéraux acides, l'effet d'un apport de cendres correspond à celui d'un amendement basique, avec une amélioration qui semble durable du statut acido-basique des sols, mais il n'y a pas / peu d'effet à court terme sur la croissance des peuplements, ce qui est souvent expliqué par l'existence d'autres facteurs limitants (notamment disponibilité en azote).

Les résultats disponibles montrent que, passé un effet « flush », l'apport de cendres ne représente pas un risque de pollution pour les eaux à court et moyen terme, sauf cas particulier, d'où la nécessité de connaître la composition chimique des cendres, les propriétés du sol et leur interaction. Dans le cadre d'apports ponctuels et avec des doses « modérées » (quelques tonnes/ha), l'augmentation du pH provoquée par les cendres semble suffire à limiter la mobilité des métaux lourds sur sol acide. Sur ces types de sol, les risques de contamination à court et moyen terme liés aux métaux lourds semblent donc maîtrisables.

Transfert des résultats de recherche

La Suède et la Finlande disposent de guides spécifiques pour les épandages de cendres en forêt à l'usage des praticiens :

- depuis 2002 en Suède, avec un premier guide et une version simplifiée en anglais édités par Skogsstyrelsen (MEDDELANDE, 2002). Ce guide a été révisé en 2008 ;
- en 2012 en Finlande, avec également une version disponible en anglais (METLA, 2012).

3.2.3. Pays germanophones

La question du recyclage des cendres en forêt émerge plutôt vers le milieu des années 1990 en Allemagne, Autriche et en Suisse.

Allemagne

Des amendements calco-magnésiens vers un concept de recyclage raisonné des cendres de bois en soutien à la fertilité des sols et au bon fonctionnement des écosystèmes forestiers

Depuis les années 1980, l'état fédéral allemand soutient des opérations d'épandage calco-magnésien pour restaurer des sols acidifiés ou en prévention de l'acidification des sols (compensation des dépôts atmosphériques acides). Les cendres présentent donc un intérêt potentiel pour se substituer ou compléter des apports d'amendement sous forme de roches calcaires ou de dolomie (Meiwes, 1995), sous réserve de connaissances suffisantes sur les flux d'éléments dans le sol, les risques liés au lessivage des nitrates, et ceux liés aux transferts de métaux lourds (comme pers Klaus von Wilpert, 2013). Les études se sont appuyées sur un réseau expérimental installé sur sols acides (en Bade-Wurtemberg et Basse-Saxe) composé d'essais de cendres pures versus cendres mélangées avec de la dolomie.

Pour donner une nouvelle impulsion à la problématique, le centre de recherche (FVA (Fribourg en Brisgau) a organisé en mars 2002 un colloque intitulé « Epandage des cendres de bois en forêt, un concept basé sur le recyclage des éléments minéraux ». qui a dressé le bilan des connaissances scientifiques et techniques disponibles, et ouvert la discussion sur les conditions d'acceptabilité politique et sociétale de ce concept (Vögtle et Schäffer, 2002). Concernant les métaux lourds, ce rapport s'intéresse en particulier au risque lié à une forme spécifique du chrome, fortement mobile, le chrome VI, qui se forme au cours de la combustion dans les chaudières. Les travaux menés en laboratoire ont montré que le chrome VI toxique présent dans les cendres est rapidement réduit au contact de la matière organique du sol et se transforme en chrome 3, forme stable et peu mobile.

Etude pilote en Haute-Souabe

von Wilpert (2011) a mené un projet visant à proposer l'application de ce concept dans le cadre des amendements calcaires en Haute-Souabe. Ce rapport étudie différents scénarios de prélèvements de bois énergie appliqués à cette région naturelle, analyse leurs conséquences sur la fertilité des sols (approche par « bilan minéral ») et établit des recommandations d'apport d'amendement combiné avec de la dolomie et des cendres de bois. Ce rapport fournit également des résultats technico-économiques sur les opérations d'amendement réalisées pour ce projet en 2008 et 2009 sur 1700 ha de forêts en Haute Souabe.

Autriche

Le rapport *KEMA* rapporte les travaux animé par Obernberger²¹ (Université de Graz) (2009-2013) pour le développement de pratiques innovantes de valorisation des cendres de bois, dans le but de réduire les quantités éliminées par enfouissement (2009-2013). Les axes de recherche concernent les potentialités d'utilisation des cendres comme fertilisant dans les TCR et comme additif pour le compostage ou en génie civil. La valorisation des cendres de bois en co-compostage semble être un focus particulier de recherche, avec une production importante d'articles sur le sujet (voir publications du projet BIOTREAT Wood Ash²²).

Bien que les épandages de cendres de bois en forêt soient autorisés en Autriche, ce sujet ne semble pas constituer un axe de recherche d'intérêt en Autriche (pas de référence identifiée dans le cadre de cette analyse des pratiques, relatifs à des travaux de R&D spécifiques à la forêt). Depuis 2011, l'Autriche dispose d'un guide signé par le Ministre de l'Agriculture, des Forêts, de l'Environnement et de l'Eau pour l'utilisation raisonnée des cendres de biomasse en agriculture et en forêt (Holzner, et Obernberger, 2011).

Suisse

En Suisse, le projet *HARWA (Holzasche-Recycling im Wald)*, coordonné par le WSL entre 1997 et 2001, pour étudier l'intérêt du recyclage de cendres de bois en forêt sur sols acides en compensation d'exportations accrues. Sur la base de suivis d'essais, les recherches ont porté sur les effets des cendres sur la végétation, le sol, l'eau et la faune, ainsi que sur la mobilité des métaux lourds (voir publications du projet *HARWA*). Deux ans après l'application de cendres (8 tonnes/ha) dans un peuplement d'épicéa sur sol acide (pH 3,2) Brunner (2004) n'observe aucun accroissement de concentrations en métaux lourds dans le sol et les racines fines, et conclut à l'intérêt du recyclage de cendres pour remédier à l'acidification des sols.

Dans le cadre du « plan d'action Bois » de l'Administration fédérale, Zimmermann *et al.* (2010) produisent une synthèse bibliographique sur « cendres de bois et forêt » traitant des exportations de minéralomasse liées à la mobilisation forestière, du recyclage des cendres de bois en forêt et des effets biotiques et abiotiques de tels apports. Un atelier, organisé par l'administration en 2010, a réuni décideurs, gestionnaires et chercheurs sur ce sujet d'actualité, dans le but de nourrir les bases d'une stratégie d'actions fédérale.

On peut tirer de ce rapport les éléments de synthèse suivants :

- l'intérêt des cendres sous foyers issues de la combustion de bois « propre » (concentrations plus limitées en métaux lourds),
- l'effet positif d'un apport de cendres sur sols acides, avec une réduction du risque de toxicité aluminique dans les sols très acides,
- un apport de cendres sur un sol organique conduit à une minéralisation accrue, ce qui améliore la disponibilité en nutriments pour les arbres (on explique ainsi l'effet positif sur la croissance des peuplements des épandages de cendres sur tourbières)]. Dans les régions exposées à des niveaux de dépôts azotés encore élevés, des épandages de cendres peuvent contribuer à une amélioration de l'équilibre nutritionnel des sols,
- en raison de ces mêmes mécanismes, un apport de cendres sur sol minéral pauvre doit être raisonné pour ne pas induire de carences secondaires préjudiciables pour les peuplements : c'est l'équilibre d'apport entre les différents éléments nutritifs selon l'état du sol qui est important pour restaurer un sol [d'où l'intérêt de l'approche du land de Bade-Württemberg basé sur des amendements combinant de la dolomie avec des cendres de bois],
- l'alcalinité des cendres réduit considérablement les risques de mobilité des métaux lourds (le risque est plus à long terme, en lien avec le processus d'acidification des sols et/ou à la réitération éventuelle des épandages),
- la forme sous laquelle les cendres sont apportées est très importante, et les effets négatifs liés à la basicité des cendres peuvent être évités avec un traitement des cendres avant épandage

3.2.4. Dans les autres pays

Les travaux de R&D sont plus récents et datent du début des années 2000.

²¹ Obernberger I est l'auteur d'un article ancien (1997) très complet sur la composition des cendres issues des chaufferies biomasse, avec une conclusion orientée sur le potentiel et les recommandations associées pour un usage en agriculture.

²² <http://www.biotreat.eu/ViewContent.php?targetid=54&level=1&clickid=1109>

Lituanie

Varnagirytė-Kabašinskienė (2012) a fait le bilan des travaux de R&D mené depuis 2002 sur la fertilité des sols forestiers soumis à une exploitation accrue de bois énergie et sur les compensations possibles par le recyclage des cendres de bois, au travers de la mise en place et suivi de quelques expérimentations dans des peuplements de pin sylvestre. Les recherches ont conduit à l'établissement de recommandations en 2006, révisées en 2011 sur la fertilisation compensatoire par épandage de cendres en forêt (Ozolinčius *et al.* 2011) : doses, teneurs maximales en métaux lourds, complémentation éventuelle en azote, prescriptions environnementales. L'auteur souligne que les propriétaires et gestionnaires forestiers restent cependant très prudents par rapport à ces recommandations, et qu'il a un besoin de disposer d'évaluations économique et environnementale plus approfondies dans le cas ou de telles pratiques viendraient à se développer.

Slovaquie

Des premiers résultats sont rapportés dans le cadre du séminaire final du projet *RecAsh* (2006) : il s'agit sont rapportés d'un essai installé en 2000 avec épandage de cendres dans une plantation de hêtre (après épicéas), dans une région fortement exposée aux dépôts atmosphériques acides. On retrouve la même problématique générale de recherche : intérêt et impacts du recyclage des cendres dans un cadre d'utilisation accrue du bois énergie et du besoin de valorisation de ce déchet.

Espagne

Plusieurs études ont été menées par l'Université de Santiago de Compostella. Ces travaux s'appuient sur des dispositifs installés au début des années 2000. Elles répondent à deux angles d'intérêt :

- l'utilisation des cendres comme fertilisants pour des cultures dédiées biomasse (plantations de *Pinus radiata* et de Châtaignier respectivement sur sols forestiers et sur sols agricoles) (Omil *et al.*, 2007; Solla-Gullo *et al.*, 2008 ; Perez-Cruzado *et al.*, 2011) ;
- l'effet d'un apport de cendres d'écorce sur sol acide (plantation de douglas), avec un suivi des eaux de drainage, et des effets sur les sols et les peuplements (Solla-Gullo *et al.*, 2006 ; Núñez-Delgado *et al.*, 2011).

Omil *et al.* (2007) montrent qu'il n'y a pas d'augmentation préjudiciable pour l'environnement (sol, aiguilles, végétation, champignons) des concentrations en métaux lourds 1 à 3 ans après épandage de 4,5 tonnes /ha de cendres (mélange de cendres volantes et de cendres sous foyer) sur sols acides (6 sites avec des pH compris entre 4 et 4,2). L'auteur recommande cependant de privilégier l'utilisation des cendres sous foyer, moins concentrés en métaux lourds pour minimiser les risques. Sur les mêmes dispositifs, Solla-Gullo *et al.* (2008) mentionne un effet significatif 5 ans après l'apport des cendres sur la croissance en hauteur et en diamètre des peuplements, en lien avec l'augmentation des concentrations en Ca et Mg du sol.

Ces résultats sont convergents avec ceux établis par Solla-Gullo (2006) dans un peuplement de douglas sur sol acide (pH 4,5) et en pente du nord ouest de l'Espagne, 5 ans après les apports de cendres (2 doses : 10 et 20 tonnes appliquées). Un suivi des solutions de sol drainées sur la modalité 10 tonnes/ha a été réalisé durant les 2 mois précédant l'apport et les 4 mois suivant. Peu de polluants métalliques ont été détectés mis à part l'aluminium. La lixiviation des éléments apportés par les cendres augmente en général progressivement après l'apport et Núñez-Delgado (2011) suggère une lixiviation progressive des éléments qui serait fonction du volume d'eau drainé cumulé et non instantané. Pour les auteurs, les cendres représentent une possibilité d'amendement intéressante même pour les sols en pente étant donné le risque mineur sur la qualité des eaux dû à l'apport de cendres.

France

L'ADEME a initié au milieu des années 2000 la réflexion sur la valorisation des cendres de bois, en corollaire aux politiques publiques visant à développer les installations de chaufferies bois. Les travaux ont pris la forme d'une étude réglementaire et bibliographique menée par AQUASOL, SOLAGRO et Biomasse Normandie, aboutissant à la rédaction de fiches disponibles sur le site de l'ADEME²³. Ces fiches sont destinées aux acteurs de la filière (agriculteurs, collectivités, entreprises,...) pour aider à :

- déterminer si les cendres produites par une chaufferie bois sont valorisables agronomiquement,
- mettre en place la valorisation de ces cendres en agriculture ou en forêt, avec un suivi approprié.

Ce travail n'a pas eu de retombées dans le domaine d'application forestier, ce qui s'explique par l'absence d'un cadre politique défini de manière concomitante sur l'intérêt du recyclage des cendres de bois en forêt, l'absence de définition des besoins de R&D appropriés, et un cadre réglementaire contraignant pour la mise en place d'éventuelles expérimentations (interdiction des épandages de cendres en forêt sauf autorisation préfectoral d'épandage dans un cadre de R&D).

²³ <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&id=38622&m=3&p1=00&p2=08&ref=17597>

Les seuls travaux de recherche menés avant 2012 ont été réalisés par l'INRA et le FCBA dans le cadre du projet aquitain Sylvogène-IPMF project, avec deux contributions d'intérêt :

- une méta-analyse des bénéfices et impacts sur les écosystèmes forestiers des apports de cendres a été réalisée par Augusto et al (2008) à partir d'une analyse des travaux de R&D essentiellement issus des pays nordiques. Les auteurs ont confirmé l'intérêt des retours de cendres dans les contextes des sols tempérés pour les sols acidifiés déficients en Ca et Mg (effet amendement des cendres) ou des sols déficients en K (effet fertilisant). Dans les deux cas, de tels apports conduisent à l'amélioration de l'état nutritionnel des peuplements. Concernant les risques liés aux métaux lourds, la méta-analyse montre une convergence des résultats des travaux de recherche, avec une faible biodisponibilité des métaux à l'exception du Cu : l'augmentation du pH liée à l'apport de cendres suffit à réduire la mobilité des métaux. Les études n'ont montré aucune contamination pour la plupart des composants de l'écosystème (enchytréides, petits mammifères, microflore, mousses, plantes) à l'exception des champignons (effet court terme après l'application pour certaines espèces). Ces résultats valent pour des quantités cumulées d'apports « modérées ».
- la mise en place en 2011 d'un dispositif expérimental s'intéressant à différentes modalités d'exploitation en récolte finale de pin maritime croisées avec différentes fertilisation compensatoire (les cendres étant vus comme une ressource en P).

En 2012, deux autres projets co-financés par l'ADEME sur les retours de cendres en forêt ont été initiés :

- le projet *ICIF, Itinéraires de Culture Intensifs en Forêt*, mené dans les Ardennes et coordonné par l'ONF, avec la mise en place d'un dispositif expérimental sur sol acide (horizon 0-20 cm avec un pH de 4,2) pour l'évaluation d'itinéraires de production dédiés et semi-dédiés biomasse, sans ou avec amendement/fertilisation initial. L'amendement/fertilisation, calculé de manière à regonfler le sol en éléments nutritifs à un niveau moyen y est testé sous 2 formes : (a) une forme du commerce, (b) un mélange de cendres (3/4) et de dolomie (1/4) qui a été granulé.
- un projet mené par l'UCFF sur la faisabilité technico-économique de l'épandage de cendres en forêt (aspects logistiques et économiques).

Dans le cadre de l'appel REACTIF 2013 de l'ADEME, deux autres projets sont proposés :

- projet *REGENERATION* déposé par l'UCFF : *Recherche sur l'Evaluation, la dynamique de migration et la granulation des CENDres des installations biomasse.*
- projet *RESPIRE* déposé par l'INRA Nancy : *Récolte des menus bois en forêt : Potentiel, Impact et Remédiation par Epandage de cendres.*

4. Références bibliographiques et liste de publications de projets cités

Alberta environment, 2002. Standards and Guidelines for the Use of Wood Ash as a Liming Material for Agricultural Soils. 19 p.

Augustin S. et al. 2010. Holzasche und Wald. Auslegeordnung und Bericht zum BAFU-Workshop vom 24. März 2010. Confédération suisse. Bundesamt für Umwelt BAFU Abteilung Wald. 32 p.

Augusto L., Bakker M.R., Meredieu C., 2008. wood ash applications to temperate forest ecosystems - potential benefits and drawbacks. *Plant Soil* 306, 181-198.

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LFL) et Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF)., 2009. Merkblatt : Verwertung und Beseitigung von Holzaschen. 19 p.

Bjurström H., Herbert R., 2009. Program area Environmentally correct use of combustion residues. The Swedish Ash Programme 2002-2008 Biomass, wastes, peat - any solid fuel but coal. Project number Q6-670 A synthesis of the Ash Programme in English, 127 p.

Deleuze C., Micheneau C., Richter C., Gardette Y.-M., Brêthes A., Gibaud G., Augusto L., Dupont C., Gautry J.-Y., Fraysse J.-Y., Rantien C., 2012. Le retour des cendres de bois en forêt : opportunités et limites. *Rendez-vous techniques*, 35, 16-28.

Dynesius M., 2012. Responses of bryophytes to wood-ash recycling are related to their phylogeny and pH ecology. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 14(1), 21-31.

Hébert M., Breton B., 2008. Recyclage agricole des cendres de bois au Québec - État de la situation, impacts et bonnes pratiques agro-environnementales. *Agro-solutions*. vol 19(2), 16 p.

Helmisaari H S, Kjersti Holt Hanssen K H, Jacobson S. Kukkola M. Luro J., Saarsalmi A., Tamminen P., Tveite B., 2011. Logging residue removal after thinning in Nordic boreal forests: Long-term impact on tree growth. *Forest Ecology and Management*. 261(11),1919-1927.

Holzner H., Obernberger I., 2011. Richtlinie für den sachgerechten Einsatz von Pflanzenaschen zur Verwertung auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen, Fachbeirat für Bodenfruchtbarkeit und Bodenschutz, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien. 66 p.

- Huotari N., Tillman-Sutela E., Kubin E., 2011. Ground vegetation has a major role in element dynamics in an ash-fertilized cut-away peatland. *Forest Ecology and Management*, 261(11), 2081-2088
- Hytönen J., Aro L., 2012. Biomass and nutrition of naturally regenerated and coppiced birch on cutaway peatland during 37 years. *Silva Fennica*, 46(3), 377-394.
- Kahl Jeffrey S. et al, 1996. Threshold Application Rates of Wood Ash to an Acidic Forest Soil. *Journal of Environmental Quality*, 25 (2), 220-227.
- KEMA, 2012. Van Eijk R.J. Report : Options for increased utilization of ash from biomass combustion and co-firing. IEA Bioenergy Task 32 Deliverable D4. 39 p.
- Lundström U.S., 2003. Effects of Acidification and its Mitigation with Lime and Wood Ash on Forest Soil Processes : A Review. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, vol 3 (4),5-28.
- Majdi H., Truus L., Johansson U., Nylund J.E., Wallander H., 2008. Effects of slash retention and wood ash addition on fine root biomass and production and fungal mycelium in a Norway spruce stand in SW Sweden. *Forest Ecology and Management*, 255(7),2109-2117
- Meddlande, 2002. Recommendations for the extraction of forest fuel and compensation fertilising. Skogsstyrelsen. 29 p.
- Meiwes K.J., 1995. Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol 85 (1)143-152
- METLA, 2012. Brochure : Ash as a forest fertilizer. Finish Forest Research Institute. 8 p. (*résumé du guide "Tuhkan käyttö metsälannoitteena" ("The use of ash as a forest fertiliser")*, publié en juin 2012.)
- Moilanen M., Hytönen J., Leppälä M., 2012. Application of wood ash accelerates soil respiration and tree growth on drained peatland. *European Journal of Soil Science*, 63(4),467-475
- Norström S.H., Bylund D., Vestin J.L.K., Lundström U.S., 2011. Initial effects of wood ash application to soil and soil solution chemistry in a small, boreal catchment. *Geoderma*, 187-188, 85-93
- Núñez-Delgado A., Quiroga-Lago F., Soto-González B., 2011. Runoff characteristics in forest plots before and after wood ash fertilization. *Maderas. Ciencia y tecnología*, 13(3)267-284
- Obernberger I., 1997. Aschen aus Biofeuerungen – Zusammensetzung und Verwertung, In: VDI-Bericht 1319, Thermische Biomassenutzung – Technik und Realisierung, VDI Verlag GmbH, Düsseldorf, Allemagne, 199-222.
- Omil B., Piñeiro V., Merino A., 2007. Trace elements in soils and plants in temperate forest plantations subjected to single and multiple applications of mixed wood ash. *Science of the Total Environment*, 381 (1-3),157-168
- Ozolinčius R., Armolaitis K., Mikšys V., Varnagirytė-Kabašinskienė I.,2011. Recommendations for Compensating Wood Ash Fertilization. 2nd Ed. Girionys, Ministry of Environment of the Republic of Lithuania/Institute of Forestry of Lithuanian Research Centre for Agriculture and Forestry. 17 p. (in Lithuanian with English summary)
- Pérez-Cruzado C. Solla-Gullón F., Merino A., Rodríguez-Soalleiro R. 2011. Analysis of growth and nutrition of a young *Castanea x coudercii* plantation after application of wood-bark ash. *European Journal of Forest Research* 130 (2),209-217
- Piirainen S., Domisch T., Moilanen M., Nieminen M., 2013. Long-term effects of ash fertilization on runoff water quality from drained peatland forests. *Forest Ecology and Management*, 287, 53-66.
- Pitman R, 2006. Wood ash use in forestry - a review of the environmental impacts. *Forestry*, 79(5),563-588.
- Ring E., von Brömssen C., Losjö K., Sikström U., 2011. Water chemistry following wood-ash application to a Scots pine stand on a drained Peatland in Sweden. *Forestry Studies*, 54, 54-70
- Röser D., Asikainen A., Raulund-Rasmussen K., Stupak I., 2008. Sustainable Use of Forest Biomass for Energy. A Synthesis with Focus on the Baltic and Nordic Region. Springer. 259 p.
- Saarsalmi A., Smolander A., Kukkola M., Moilanen M., Saramäki J., 2012. 30-Year effects of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes and stand growth in a Scots pine stand. *Forest Ecology and Management*, 278, 63-70.
- Solla-Gullón F. Santalla M., Rodríguez-Soalleiro R.J., Merino A., 2006. Nutritional status and growth of a young *Pseudotsuga menziesii* plantation in a temperate region after application of wood-bark ash. *Forest Ecology and Management* 237 (1-3),312-321
- Solla-Gullón F., Santalla M., Pérez-Cruzado C., Merino A., Rodríguez-Soalleiro R.J.,2008. Response of *Pinus radiata* seedlings to application of mixed wood-bark ash at planting in a temperate region : Nutrition and growth. *Forest Ecology and Management* 255 (11),3873-3884
- Stahl E., 2006. Qualität und Verwertungsmöglichkeiten von Holzaschen in NRW. Diplomarbeit. 116 p.
- Stahl E., Doetsch P., 2008. Qualität und Verwertungsmöglichkeiten von Holzaschen aus naturbelassenen Hölzern. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 20(4),290-298.
- Unger L., Fernandez I. J.: 1990, 'The short-term effects of wood-ash amendment on forest soils. *Water, Air, and Soil Pollution* 49, 299-314.

Varnagiryté-Kabašinskienė I., 2012. Toward the rational use of forest biomass: Lithuanian case study. *Journal of Forest Science*, vol 58 (10),465-471

Vögtle B., Schäffer J., 2002. Holzrasche-Ausbringung im Wald, ein Kreislaufkonzept. FVA-Kolloquium, in Freiburg vom 5. bis 6. März 2002. *Berichte, Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 43. 172 p.

Wilpert K. v., Bernhard Bösch, Peter Bastian, Dietmar Zirlwagen, Frieder Hepperle, Stefan Holzmann, Heike Puhmann, Jürgen Schäffer, Gerald Kändler und Udo Hans Sauter, 2011. Biomasse-Aufkommensprognose und Kreislaufkonzept für den Einsatz von Holzraschen in der Bodenschutzkalkung in Oberschwaben. *Berichte, Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 87. 155 p.

Zimmermann S., Jörg Hässig, Werner Landolt, 2010. Literaturreview Holzrasche - Wald - Nährstoffentzug durch Holzernte - Ascherückführung in den Wald - abiotische und biotische Wirkungen, Eidg. Forschungsanstalt WSL sur demande du Bundesamtes für Umwelt BAFU. 80 p.

Publications relatives aux métaux lourds (cendres, sols acides, risques de contamination)

Arronson K.A., Ekelung N.G.A., 2004. Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality*. 33, 1595-1605

Bramryd T, Fransman B (1995).Silvicultural use of wood ashes-effects on the nutrient and heavy metal balance in a pine (*Pinus sylvestris* L.) forest soil. *Water Air Soil Pollution* 85, 1039-1044

Chaudhuri D., Tripathy S., Veeresh H., Powell M.A., Hart B.R., 2003). Relationship of chemical fractions of heavy metals with microbial and enzyme activities in sludge and ash-amended acid lateritic soil from India. *Environmental Geology* 45, 115-123

Chirenje T, Ma LQ, 1999. Effects of acidification on metal mobility in a papermill-ash amended soil. *J Environ Qual* 28, 760-766

Chirenje T, Rivero C, Ma LQ, 2002. Leachability of Cu and Ni in wood ash-amended soil as impacted by humic and fulvic acid. *Geoderma* 108, 31-47

Dimitriou I, Eriksson J, Adler A, Aronsson P, Verwijst T, 2006. Fate of heavy metals after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short-rotation willow coppice. *Environ Pollut* 142, 160-169.

Eriksson J,1998a. Dissolution of hardened wood ashes in forest soils: studies in a column experiment. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2(Suppl),23-32.

Eriksson HM,1998b. Short-term effects of granulated wood ash on forest soil chemistry in SW and NE Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2(Suppl),43-55.

Levula T., Anna Saarsalmib A., Aino Rantavaar A., 2000. Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrient, heavy metal, sulphur and ¹³⁷Cs concentrations in lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea*). *Forest Ecology and Management* 126, 269-279.

Lodenius M, 2003. Cadmium concentrations in a boreal forest ecosystem after application of wood ash. *Bull Environ Contam Toxicol* 71; 776-781.

Lodenius M, Soltanpour-Gargari A, Tulisalo E, Henttonen H, 2002. Effects of ash application on cadmium concentration in small mammals. *Journal of Environmental Quality* 3, 188-192.

Ludwig B, Rumpf S, Mindrup M, Meiwes KJ, Khanna PK, 2002. Effects of lime and wood ash on soil-solution chemistry, soil chemistry and nutritional status of a pine stand in Northern Germany. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17, 225-237.

Lundkvist H, 1998. Wood ash effects on enchytraeid and earthworm abundance and enchytraeid cadmium content. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2(Suppl), 86-95.

Moilanen M, Fritze H, Nieminen M, Piirainen S, Issakainen J, Piispanen J (2006). Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms? *Forest Ecology and Management* 226, 153-160.

Nieminen M, Piirainen S, Mikko M, 2005. Release of mineral nutrients and heavy metals from wood and peat ash fertilizers: field studies in Finnish forest soils. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20, 146-153

Omil B., Piñeiro V., Merino A., 2007. Trace elements in soils and plants in temperate forest plantations subjected to single and multiple applications of mixed wood ash. *Science of The Total Environment* 381(1-3), 157-168.

Österås AH, Sunnerdahl I, Greger M, 2005. The impact of wood ash and green liquor dregs application on Ca, Cu, Zn and Cd contents in bark and wood of Norway spruce. *Water Air Soil Pollut* 166, 17-29.

Ozolincius R, Varnagiryte I, 2005. Effects of wood ash application on heavy metal concentrations in soil, soil solution and vegetation in a Lithuanian Scots pine stand. *Metsanduslikud Uurimused* 42, 66-73.

Parkman H, Munthe J, 1998. Wood ash and dolomite treatments of catchment areas: effects on mercury in run-off water. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2 (Suppl), 33-42.

Perkiömäki J, Fritze H, 2005. Cadmium in upland forests after vitality fertilization with wood ash—a summary of soil microbiological studies into the potential risk of cadmium release. *Biology and Fertility of Soils* 41, 75-84

Perkiömäki J, Tom-Petersen A, Nybroe O, Fritze H, 2003. Boreal forest microbial community after long-term field exposure to acid and metal pollution and its potential remediation by using wood ash. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 1517-1526

Saarsalmi A, Derome J, Levula T, 2005. Effect of wood ash fertilisation on stand growth, soil, water and needle chemistry, and berry yields of lingonberry (*Vaccinium vitis-idaea* L.) in a Scots pine stand in Finland. *Metsanduslikud Uurimused* 42, 13-33

Publications relatives au projet HARWA (1997 - 2001) (Suisse)

Bundt M., Zimmermann S., Blaser P., Hagedorn F., 2001. Sorption and transport of metals in preferential flow paths and soil matrix after the addition of wood ash. – *European Journal of Soil Science* 52, 423-431.

Brunner I., Zimmermann S., Zingg A., Blaser P., 2004. Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification. - *Plant Soil* 267, 61-71

Genenger M., Zimmermann S., Frossard E., Brunner I., 2003. The effects of fertiliser or wood ash on the nitrate reductase activity in Norway spruce fine roots. - *Forest. Ecology and Management*. 175, 13-423.

Genenger M., Zimmermann S., Hallenbarter D., Landolt W., Frossard, E., Brunner, I., 2003. Fine root growth and element concentrations of Norway spruce as affected by wood ash and liquid fertilisation. - *Plant Soil* 255, 253-264.

Hallenbarter D., 2002. *Optimale Ernährung und Holzasche-Recycling im Wald Untersuchungen und Wirkungszusammenhänge in Bezug auf die Ausbringung von Nährstoffen im Wald*, Thèse, ETH-Zürich, n° 14502, 92 p.

Zimmermann S., Bundt M., 2000. Holzasche aus Energiefeuerung: Recycling oder Dumping?. - *Inf.bl. Forsch.bereich Landsch.* 46, 1-4.

Zimmermann S., Frey B., 2002. Soil respiration and microbial properties in an acidic forest soil: effects of wood ash. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1727-1737.

Zimmermann S., Frey B., 2002. Wie reagieren Bodenmikroorganismen auf Holzasche im Wald? - *Inf.bl. Forsch.bereich Wald* 12, 4-5.

Zimmermann S., Hallenbarter D., Landolt W., Genenger M., Brunner I., 2002. Wirkung von Holzasche auf Waldboden, Baumwurzeln und Baumphysiologie. Holzasche: Zurück in den Wald? *Wald Holz* 83, 11, 41-44.

Publications relatives au projet RecAsh (2003 - 2006) (Life project - coordination Suède)

Begström J. (ed), 2006. From Extraction of Forest Fuels to Recycling of Wood Ash. EU LIFE Project Recash, 2nd International Seminar, Karlstad Sweden 26-27 (28) September 2006, Swedish Forest Agency 48 p.

Emilsson S., 2006. RecAsh - International Handbook: From Extraction of Forest Fuels to Ash Recycling. 2006. Skogsstyrelsen - Swedish Forest Agency, 42 p.

Lomander A., Wallstedt A., and Kalén C., 2005. Recirculating Wood Ash - Theory, practise and recommendations. International Teaching Material produced within the Life Project RecAsh. The Regional Forestry Board of Västra Götaland, 36 p.

Swedish Forest Agency (ed), 2005. RecAsh seminar proceedings. Regular Recycling of Wood Ash to Prevent Waste Production RecAsh – A Life – environment demonstration project. RecAsh – International Seminar. 8th-9th (10th) of Nov. 2005, Prague, Czech Republic. 124 p.

Swedish Forest Agency (ed), 2006. Regular recycling of wood ash to prevent waste production. RecAsh - a LIFE-environment demonstration project- with contribution from the LIFE financial instrument of the European Community, 8 p.

Publications relatives au projet BIOTREAT - Wood ash (2009 - 2013) (Autriche)

Bougnom BP, Insam H., 2009. Ash additives to compost affect soil microbial communities and apple seedling growth. *Die Bodenkultur* 60, 5-15,

Bougnom BP, Knapp BA, Elhottová D, Koubová A, Etoa FX, Insam H, 2010) Designer compost with biomass ashes for ameliorating acid tropical soils: Effects on the soil microbiota. *Applied Soil Ecology* 45, 319-324.

Bougnom BP, Mair J, Etoa FX, Insam H., 2009. Composts with wood ash addition: A risk or a chance for ameliorating acid tropical soils ? *Geoderma* 153, 402-407.

Insam H, Franke-Whittle IH, Knapp BA, Plank R 2009. Combined use of wood ash and anaerobic sludge for grassland fertilization. *Die Bodenkultur* 60, 39-51.

Kuba T, Tschöll A, Partl C, Meyer K, Insam H., 2008. Wood ash admixture to organic wastes improves compost and its performance. *Agriculture Ecosystems and Environment* 127, 43-49.

RAPPORT 4. CONSÉQUENCES DE LA RÉCOLTE DES RÉMANENTS FORESTIERS POUR LA BIODIVERSITÉ

Vincent Boulanger, ONF, Christophe Bouget, IRSTEA et Guy Landmann, Ecofor

Avec les contributions de :

*Emila Akroume (doctorante INRA Nancy, UMR IaM et BEF)
pour la partie biodiversité microbienne et fongique du sol.*

*Michaël Aubert (professeur des universités, Université de Rouen, Ecodiv)
pour la partie biodiversité de la méso- et macro-faune du sol*

Cette contribution présente deux aspects complémentaires, à savoir l'incidence de la récolte de rémanents sur le niveau de bois mort au sol, et l'impact de cette récolte sur la biodiversité.

1. Incidence des opérations de récolte de rémanents sur le niveau de bois mort au sol

La récolte des peuplements forestiers à maturité vise d'abord la mobilisation des plus grosses pièces de bois (bille de pied et sur-billes) qui possèdent les meilleures propriétés technologiques pour une utilisation en **bois d'œuvre**. Dans les dépressages et les premières éclaircies des **peuplements réguliers**, les arbres à très faible volume unitaire sont fréquemment laissés sur les parterres de coupe, pour décomposition. À mesure que le volume unitaire des arbres augmente, certaines pièces sont valorisées à des fins de bois énergie (bûches) ou de bois d'industrie ; lors de ces opérations, l'ensemble de la biomasse issue des arbres n'est pas exportée. Lors des récoltes finales, si les billes de pied et sur-billes concentrent l'essentiel de la valeur économique des arbres, les plus grosses branches des houppiers peuvent être valorisées en bois énergie, mais les plus petites ($d < 7\text{cm}$) sont traditionnellement laissées sur le parterre de coupe, de même que l'ensemble des souches. Le fonctionnement des **peuplements irréguliers** génère moins d'arbres de petite taille, mais la valorisation des pièces de bois suit la même logique. Les types de pièces laissés après coupe sont donc semblables à ceux de la futaie régulière mais diffèrent en quantités relatives. En outre, une distribution spatiale plus diffuse qu'en futaie régulière rend ce mode de gestion moins propice à la récolte des rémanents ; les peuplements irréguliers ne sont donc que peu mentionnés dans les études relatives aux mobilisations de rémanents (Verkerk *et al.*, 2011).

Dans le rapport Bio2 (Landmann *et al.*, 2009), Bouget *et al.* (2009) indiquent que la mobilisation de ces composantes de biomasse peu valorisées durant le dernier siècle²⁴ (produits d'éclaircie, autres pièces non marchandes telles que les purges, souches, houppiers et les arbres entiers) :

- réduit le volume total de bois mort et la diversité des types de bois morts (Bouget *et al.*, 2009 ; Rudolphi et Gustafsson, 2005 ; Jonsell, 2007).
- modifie le profil de bois mort des forêts, notamment en réduisant les volumes des petits diamètres et du bois mort ensoleillé.

Ainsi dans les pessières suédoises, Allmér (2005) a estimé que 5-6 % du volume total de bois mort et 35-45 % du volume des branches étaient perdus à la suite de l'extraction des rémanents de coupe à chaque

²⁴ Bien que l'histoire des forêts tende à montrer que ces pratiques furent très répandues jusqu'à l'époque moderne, malgré la supplantation du bois comme ressource énergétique par les énergies fossiles (gaz, charbon, pétrole).

rotation. Les simulations de Dahlberg *et al.* (2011) en Suède signalent que 35 à 45 % du petit bois mort (Fine Woody Debris) serait prélevé à l'échelle du paysage par les nouvelles pratiques d'extraction.

Récemment, deux publications scientifiques ont abordé cette question du bilan de récolte, comparant les volumes de rémanents générés lors de l'exploitation des arbres aux volumes de rémanents mobilisés.

Les études des profils de bois mort après coupes définitives (futaies régulières) menées par l'équipe estonienne de Lõhmus *et al.* (2013) montrent que ces opérations génèrent des volumes de bois morts au sol très supérieurs à ce qui est rencontré dans les peuplements ayant atteint l'âge d'exploitabilité. Les volumes de menus bois sont toujours supérieurs après coupe qu'avant coupe (jusqu'à 5 fois plus, tableau 1). Seul le volume de débris grossiers dans le cas des forêts à Oxalis est significativement appauvri après coupe (-23 %).

Tableau 1 : Estimations des volumes de bois mort au sol après coupe, extrait d'après Lõhmus et al. (2013). ^aestimé juste après coupe. ^ccomparé aux volumes moyens dans les peuplements gérés, à l'âge d'exploitabilité (réanalysé d'après Lõhmus et Kraut, 2010).

DW fraction/forest category	Post-harvest volume ^a	
	m ³ ha ⁻¹ (±SE)	% ^c
Diameter <1 cm		
Dry forests	4.2 ± 1.4	334
<i>Oxalis</i> -type forests	6.0 ± 1.0	128
Eutrophic forests	3.3 ± 0.6	109
Diameter 1.0–4.9 cm		
Dry forests	26.5 ± 6.1	514
<i>Oxalis</i> -type forests	33.0 ± 4.0	366
Eutrophic forests	23.4 ± 4.5	210
Diameter 5.0–9.9 cm		
Dry forests	9.8 ± 6.6	123
<i>Oxalis</i> -type forests	28.5 ± 5.8	348
Eutrophic forests	11.4 ± 7.8	98
Diameter ≥10 cm		
Dry forests	17.4 ± 7.2	238
<i>Oxalis</i> -type forests	28.2 ± 12.4	77
Eutrophic forests	47.8 ± 9.4	141

Dans cette même expérimentation les auteurs ont évalué les volumes de ces compartiments avant et après récolte des rémanents par des opérateurs extérieurs (industriels), appréciant eux même la quantité de rémanents qui valait la peine d'être ramassée. Ceci en respectant les standards FSC, préconisant de laisser autant de bois mort après récolte qu'il y en avait avant coupe.

Les mesures montrent que les volumes restants après récolte des rémanents sont généralement un peu plus faibles que ceux avant coupe, particulièrement pour les débris grossiers. Néanmoins, même après récolte des rémanents, une proportion de ces débris et restes de bois (> 20 % dans tous les cas, en moyenne 50 %, tableau 2) est encore présente sur le parterre.

Tableau 2). Effets estimés de la récolte de rémanents : volumes moyens de bois mort au sol dans deux coupes définitives avec récolte de rémanents, comparés à deux peuplements adjacents sans récolte de rémanents et volumes prévus d'après les âges des peuplements (Lõhmus *et al.*, 2013).

Fraction	Forest type	Volume (m ³ ha ⁻¹)			% Harvested
		Harvested	Control	Expected	
FWD (<10 cm)	Dry	17.2	29.7	35	42–49
	<i>Oxalis</i>	11.7	26.8	59	56–80
	Eutrophic	27.7	37.6	41	26–32
CWD (≥10 cm)	Dry	3.2	6.7	14	52–77
	<i>Oxalis</i>	7.6	9.6	30	20–75
	Eutrophic	13.8	47.1	41	66–71

Finalement, ce travail démontre que (i) la récolte finale des peuplements peut accroître le volume de bois mort au sol et (ii) que la récolte des rémanents, relativement au cahier des charges FSC, épargne un volume de bois mort proche de ce qu'il était avant coupe garantissant une continuité, au moins quantitative et dans l'immédiat, du substrat bois-mort pour les espèces inféodées. Soit un bilan global relativement neutre sur le volume à l'issue d'une coupe finale. Mais la question de la continuité du volume et de la diversité de bois mort reste en suspens : les opérations de coupe contribuent à l'approvisionnement du stock de bois mort au sol, le maintien du seul volume présent avant coupe n'assure pas nécessairement le maintien à long terme (coupe après coupe) d'un volume et d'une diversité de bois mort satisfaisante.

Aux Etats-Unis, Littlefield et Keeton (2012) ont conduit une série de mesures précises sur les conséquences de la récolte de bois à des fins énergétiques sur les structures dendrométriques au sens large (incluant les diverses formes de bois mort). Dans des peuplements aux stades de premières éclaircies (diamètre quadratique moyen de 20 cm, surface terrière moyenne de 28,7m²/ha) de feuillus et de mélanges feuillus-résineux, des exploitations traditionnelles (incluant l'élimination des pièces usuellement valorisables en bois bûche) et intensives avec récoltes d'arbres entiers ont été comparées à des peuplements non récoltés (niveau de référence).

Tableau 3 : Volumes moyens de différents compartiments de bois morts présents dans les divers traitements (récolte classique et arbre entier) et leurs références en zone non exploitée, extrait d'après Littlefield et Keeton (2012).

	Récolte arbre entier		Récolte traditionnelle	
	Exploitation	Référence	Exploitation	Référence
Débris fins (m ³ /ha)	12,8	8,53	14,65	7,52
Débris grossiers				
Frais - Peu	16,67	12,68	20,24	7,63
décomposés (m ³ /ha)				
Décomposition	23,70	36,00	39,21	39,85
avancée (m ³ /ha)				
Total (m ³ /ha)	40,37	48,69	59,46	47,48
Nombre de houppiers	84,41	64,72	179,32	61,24
au sol (nb/ha)				

Le tableau 3 confirme et affine les observations de Löhmus *et al.* : l'exploitation à des fins énergétiques (arbres entiers) génère immédiatement un volume de bois mort au sol important, en particulier pour les volumes de bois morts au sol de petite taille (menus bois), s et de houppiers (même dans le cas de récoltes d'arbres entiers). En revanche, le compartiment des débris grossiers en état de décomposition avancée est appauvri par la récolte d'arbres entiers (-35 % en volume). Si cet appauvrissement peut s'expliquer par la destruction de ces pièces fragiles causée par le passage d'engins lourds (nécessaires pour ces exploitations d'arbres entiers), les auteurs n'excluent pas un possible sous-échantillonnage de ces structures peu visibles (particulièrement dans les sites recouverts de fougères).

Ces deux publications récentes démontrent dans leur contexte que quel que soit le mode d'exploitation (avec ou sans récolte des rémanents), les diverses pièces de bois morts sont toujours présentes *in fine*, dans des quantités proches de celles présentes avant les opérations de récolte. La récolte de ces produits connexes de la coupe porte donc sur les volumes générés lors de l'opération, sans appauvrir notablement le compartiment bois mort. En revanche, ces opérations sont susceptibles d'affecter le profil de bois mort au sol restant. La récolte portant majoritairement sur les débris grossiers (volume unitaire plus important), ce compartiment sera appauvri, tandis que les débris fins seront, relativement au profil avant récolte, plus abondants.

Cet accroissement des prélèvements s'inscrit dans une tendance générale de dynamisation des itinéraires sylvicoles. Ceci se déclinant à travers des durées de révolution plus courtes, des interventions plus fréquentes dans le jeune âge, et de façon générale, un recours accru à la mécanisation des exploitations. De manière très directe, le passage des engins dans les peuplements augmente le risque de destruction des pièces de bois mort en cours de décomposition, qui se trouvent alors fragmentés en débris plus fins. Ces passages d'engins sont également susceptibles de favoriser l'incorporation de petit bois mort dans le sol.

D'autre part, une augmentation du rythme et/ou de l'intensité des éclaircies dans le jeune âge pourrait engendrer une augmentation du volume des rémanents produits, alimentant ainsi cette réserve de bois mort. Enfin, sous l'hypothèse d'un regain d'intérêt pour les produits forestiers (tendance soutenue par la demande en bois énergie par exemple), les surfaces auparavant délaissées par la gestion pourraient à nouveau faire

l'objet d'exploitations, augmentant par là même le volume des rémanents et leur fréquence spatiale à l'échelle d'un paysage.

Des travaux de modélisation sont à présent disponibles.

Ranius *et al.* (2003) présentent des simulations de croissance de peuplements d'Épicéa avec estimation des volumes de bois mort ; le modèle a été calibré dans le contexte scandinave, sur la base des données de l'inventaire national forestier suédois. Les simulations ont montré que le volume des bois morts au sol de grosse taille (diamètre > 10cm) atteint son maximum dans les vieux peuplements et juste après coupe rase, tandis que les stades intermédiaires présentent des volumes moindres. Ce volume des bois morts de grosse section augmente avec la productivité des stations et avec l'allongement des rotations. Le scénario respectant les préconisations FSC conduit à un triplement du volume des bois morts de grosse section par rapport aux observations actuelles (du début des années 2000).

Très récemment, le projet Symbiosis a proposé une modélisation de la dynamique du compartiment bois mort sur au long des révolutions sylvoles de peuplements de Pin maritime des Landes de Gascogne (Jactel *et al.* 2013). Ce compartiment bois mort est subdivisé en 21 catégories selon l'origine biologique, la section et le stade de décomposition, de sorte que le raisonnement usuellement limité au volume est ici étendu à la diversité des pièces de bois mort (ces deux variables étant identifiées comme déterminantes pour la richesse en coléoptères saproxyliques). Les simulations de divers scénarios (durée des rotations et nombre d'éclaircies) montrent que

- le volume de bois mort total augmente avec la durée de rotation et avec le nombre d'éclaircies
- la diversité des pièces de bois mort augmente avec le nombre d'éclaircies et avec la durée de rotation (cette dernière profitant particulièrement au volume des grosses pièces)
- les révolutions de plus de 40 ans et l'augmentation du nombre des éclaircies augmente la stabilité du volume et de la diversité du bois mort dans le temps.

Ces résultats confirment ainsi l'hypothèse d'une génération accrue de rémanents avec l'augmentation de la fréquence des exploitations.

A l'échelle européenne, les simulations proposées par Verkerk (2011) et son équipe dans le cadre des travaux EFISCEN (European Forest Information Scenario) montrent qu'entre 2005 et 2030, un scénario de *business as usual* conduirait à une augmentation de 6,4 % du volume de bois mort dans les forêts européennes, tandis que le scénario bioénergie (récolte accrue des pièces de bois et augmentation des coupes) diminuerait ce volume de bois mort d'environ 5,5 %. En outre ce scénario bioénergie conduit également à modifier le profil de bois mort via la récolte des rémanents (moins de pièces de petite taille) et l'augmentation des surfaces récoltées est susceptible de diminuer les volumes de bois mort de gros diamètre (au sol et debout).

La problématique qui se pose n'est donc pas tant celle de seuils volumiques ou de degré d'assemblage des différents types de bois mort, mais relève plutôt de la compensation entre l'export des rémanents et une augmentation du volume généré par extension spatiale des récoltes.

Références bibliographiques

- Allmér, J., 2005. *Fungal communities in branch litter of Norway Spruce: dead wood dynamics, species detection and substrate preferences*. Uppsala (Sweden): Swedish University of Agricultural Sciences.
- Bouget, C. Gosselin M., Gosselin F., Bergès L., 2009. Conséquences de l'augmentation des prélèvements de biomasse ligneuse pour la biodiversité forestière. In: Landmann G., Gosselin F., Bonhème I. (coord.). *Bio2, Biomasse et Biodiversité Forestières. Augmentations de l'utilisation de la biomasse forestière: implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*. Paris, Ecofor, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, 73-87.
- Dahlberg, A. Thor G., Allmér J., Jonsell M., Jonsson M., Ranius T., 2011. Modelled impact of Norway spruce logging residue extraction on biodiversity in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(6), 1220-1232.
- Jactel, H., Meredieu C., Labbe T. Halder I v, Vetillard F., Brin A., Torres U., Pawson S., 2013. *Incidence des scénarios sylvoles visant l'augmentation de la production de biomasse forestière sur la biodiversité associée au bois mort en forêt landaise - Approche par simulation – SIMBIOSYS*. Bordeaux, INRA Biogeco, 31 p.
- Jonsell, M., 2007. Effects on biodiversity of forest fuel extraction, governed by processes working on a large scale. *Biomass and Bioenergy*, 31(10), 726-732.
- Landmann, G., Gosselin, F. et Bonhème, I., 2009. *Bio 2: biomasse et biodiversité forestières: augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière, implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*, Paris: GIP-Ecofor, MEEDDM.
- Littlefield, C.E. et Keeton, W.S., 2012. Bioenergy harvesting impacts on ecologically important stand structure and habitat characteristics. *Ecological Applications*, 22(7), 1892-1909.

Lõhmus, A., Kraut, A., Rosenthal, R., 2013. Dead wood in clearcuts of semi-natural forests in Estonia: site-type variation, degradation, and the influences of tree retention and slash harvest. *European Journal of Forest Research* 132 (2) 335-349

Ranius, T., Kindvall O., Kruys N., Jonsson B.G., 2003. Modelling dead wood in Norway spruce stands subject to different management regimes. *Forest Ecology and Management* 182(1-3), 13-29.

Rudolphi, J. & Gustafsson, L., 2005. Effects of forest-fuel harvesting on the amount of deadwood on clear-cuts. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20(3), 235-242.

Verkerk P.J., Lindner M., Zanchi G., Zudin S., 2011. Assessing impacts of intensified biomass removal on deadwood in European forests. *Ecological Indicators* 11(1), 27-35.

Verkerk, P.J., Anttila P., Eggers J., Lindner M., and Asikainen A., 2011. The realisable potential supply of woody biomass from forests in the European Union. *Forest Ecology and Management* 261, 2007-2015.

2. L'impact de la récolte des rémanents d'exploitation sur la biodiversité forestière

Cette partie aborde **la question de l'impact de la récolte des rémanents d'exploitation sur la biodiversité forestière**, à diverses échelles spatiales et temporelles. Cette problématique est déclinée en deux approches :

- un aperçu des liens écologiques entre le compartiment des rémanents d'exploitation et les cortèges vivants associés, avec pour point focal l'appréciation des conséquences de leur export sur le fonctionnement de l'écosystème forestier ;
- des éléments de réflexion sur les conséquences que pourraient avoir les pratiques associées à la récoltes des rémanents

2.1 Les rémanents comme substrat de vie

Écologiquement, ces « rémanents d'exploitation » correspondent à des pièces de bois mort, au sol, de diverses tailles et caractéristiques. Par définition²⁵, certaines espèces saproxyliques sont dépendantes de ces pièces de bois mort qui constituent leur substrat pendant au moins une partie de leur cycle de vie. Celles-ci sont très nombreuses et variées sur le plan taxonomique : champignons, coléoptères et diptères, bryophytes et lichens, constituent dans l'ordre les groupes les plus représentés.

Bouget *et al.* (2012) proposent une synthèse des liens entre biodiversité saproxylique et rémanents d'exploitation dont nous présentons ici les principaux enseignements. Il apparaît que la composition des communautés saproxyliques est déterminée par les caractéristiques propres aux pièces de bois mort (taille, essence, stade de décomposition) et aussi par les conditions environnementales (ensoleillement, humidité du sol, accumulation locale de bois mort) :

- **l'effet « taille » des bois morts** est très marqué : bien que les petits et gros bois morts au sol hébergent des nombres d'espèces semblables, la composition est quant à elle très différenciée. Les communautés présentes dans les petits bois morts ne sont pas un sous échantillon de celle des gros bois morts, et certaines espèces sont spécialistes de ces petits bois morts au sol (voir par exemple le tableau 1)
- en général, les **substrats feuillus** hébergent plus d'espèces d'insectes (et particulièrement celles à fort enjeu de conservation) et de champignons que les substrats résineux. Mais cette assertion est exclusivement issue de travaux conduits en zone boréale et n'ont pour l'heure pas été retrouvés dans les zones tempérées. La rareté des peuplements feuillus en zone boréale et les fortes exploitations des peuplements feuillus tempérés à l'échelle de l'histoire des forêts (peuplements en zone de plaine, facilement accessibles) sont peut-être à l'origine de la raréfaction de ces espèces, d'où cette attribution d'un fort enjeu de conservation (liste rouge UICN).
- les quelques résultats déjà acquis sur les effets du stade de décomposition des branches de petit diamètre en forêt tempérée montrent que les **pièces cariées** sont plus riches que les pièces fraîches et hébergent des assemblages fort différents (Lassauce *et al.*, 2012). Il ressort donc que ces petites pièces de bois mort hébergent chacune des cortèges originaux, et qu'on ne peut donc envisager de substitutions compensatoires ni entre petites et grosses pièces à volume équivalent, ni

²⁵ Espèces dépendantes, pendant une partie de leur cycle de vie, du bois mort ou mourant, d'arbres moribonds ou morts, debout ou à terre, ou des champignons du bois, ou de la présence d'autres organismes saproxyliques (Speight 1989)

entre petites pièces au sol et dans la canopée. La récolte différée des rémanents d'exploitation après quelques mois de séchage sur place pour relâcher les principaux nutriments vers le sol (chute des feuilles, premières décompositions) est à proscrire en faveur d'une rétention définitive d'au moins une partie des pièces qui évolueront jusqu'au stade carié.

Les connaissances relatives à la réponse des communautés de saproxyliques à l'extraction des petits bois au sol restent lacunaires. Les études ciblant précisément cette question sont rares. Deux études (France et Australie, références dans Bouget *et al.*, 2009) montrent une baisse de richesse et d'abondance en insectes saproxyliques consécutivement à l'extraction des rémanents ; mais les méthodes employées sont sujettes à caution (échantillonnages limités en surface et intensité) et les suivis menés seulement à court terme. À plus long-terme, une autre étude ne met pas en évidence d'effets sur les communautés de champignons saprotrophes de la litière.

Tableau 1 : Exemples d'insectes connus pour être associées avec des débris de bois fins de conifères ou feuillus en France, d'après la base de données autécologique FRISBEE. (repris d'après Bouget *et al.* 2012)

	Deciduous	Conifer
Anobiidae	<i>Xyletinus fibyensis</i> <i>Xyletinus laticollis</i>	<i>Emobius angusticollis</i> <i>Emobius nigrinus</i> <i>Emobius longicornis</i>
Anthribidae	<i>Phaeochrotes pudens</i>	
Bostrichidae	<i>Sinoxylon muricatum</i>	
Buprestidae	<i>Agrilus betuleti</i> <i>Agrilus convexicollis</i>	
Cerambycidae	<i>Grammoptera ustulata</i> <i>Anaesthetis testacea</i> <i>Exocentrus adpersus</i> <i>Leiopus punctulatus</i> <i>Pogonocherus hispidulus</i> <i>Pogonocherus hispidus</i> <i>Grammoptera abdominalis</i> <i>Nathrius brevipennis</i> <i>Exocentrus lusitanus</i> <i>Stenostola dubia</i> <i>Glaphyra umbellatarum</i>	<i>Pogonocherus decoratus</i> <i>Obrium brunneum</i> <i>Pogonochaerus caroli</i>
Curculionidae	<i>Magdalis barbicornis</i> <i>Magdalis ruficornis</i> <i>Magdalis flavicornis</i> <i>Magdalis exarata</i>	<i>Magdalis phlegmatica</i> <i>Magdalis frontalis</i> <i>Magdalis linearis</i> <i>Magdalis nitida</i> <i>Magdalis duplicata</i>
Scolytinae	<i>Phloeotribus rhododactylus</i> <i>Hylastes attenuatus</i> <i>Ernoporicus caucasicus</i>	<i>Carphoborus minimus</i> <i>Crypturgus cribrellus</i> <i>Hylastes angustatus</i> <i>Hylastes opacus</i> <i>Pityophthorus pubescens</i> <i>Pityophthorus glabratus</i> <i>Chrysanthia geniculata</i>
Oedemeridae		

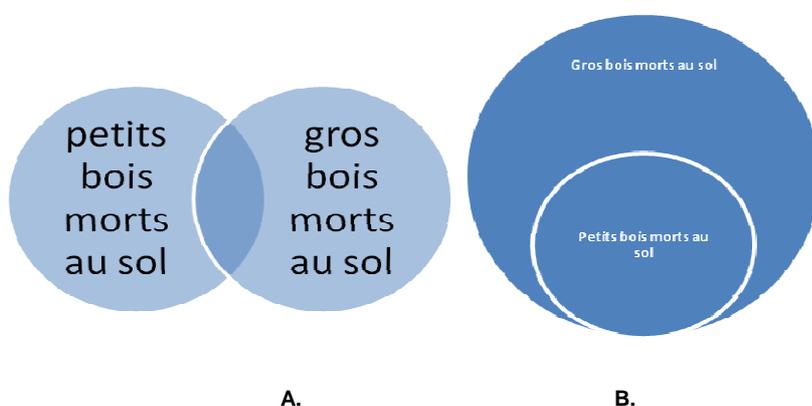


Figure 2 : emboîtement des communautés associées aux pièces de bois mort au sol. A : cas de 2 communautés avec un pool commun et des pools d'espèces propres à chacune (hypothèse soutenue par la littérature), B : cas de 2 communautés emboîtées, l'une étant un sous ensemble de l'autre (hypothèse rejetée par la littérature).

2.2. Les enjeux de conservation associés aux souches

Les souches sont des éléments directement générés par l'exploitation forestière au moment de la récolte des arbres. Les techniques d'extraction étant désormais convenablement maîtrisées, leur enlèvement à l'issue de la coupe est donc envisagé. L'objectif étant non seulement celui d'une récolte de biomasse pour une valorisation énergétique, mais aussi une action de préparation du site en vue de l'implantation du peuplement futur (au moins dans le cas de forêts régénérées par plantation ou semis direct).

Écologiquement, elles constituent des débris grossiers et représentent une part importante du volume de bois dans les parcelles (21 % d'après Verkerk *et al.* 2011), très sous-évaluée jusqu'alors. Le bois mort racinaire d'une souche peut être écologiquement analogue à celui d'un arbre mort.

Ces souches sont la résultante directe de l'exploitation des tiges ; on peut en décrire deux caractéristiques écologiques majeures :

- générées au moment des coupes, ces pièces de bois sont associées à un volume important de bois mort racinaire souterrain et bénéficient parfois d'une forte exposition au soleil. Les études révèlent des niveaux de richesse en espèces saproxyliques assez élevés, mais sont plus nuancées quant à la spécificité de leur composition par rapport aux bois morts gisants (plus marquée chez les résineux que chez les feuillus) ;
- ces pièces sont présentes dans la plupart des stades de peuplement, et à tous les stades de décomposition. Dans les jeunes stades sylvicoles elles constituent l'essentiel des grosses pièces de bois mort. Mais plus généralement, ces pièces peuvent assurer une continuité spatiale et temporelle de ces substrats, habitats des espèces associées aux débris grossiers, avec tous stades de décomposition. Se pose alors la question de leur rôle d'habitat de substitution dans le paysage forestier.

Dans les plantations de Pin maritime des Landes de Gascogne où les souches constituent un compartiment dominant des stocks de bois mort, et où le pool régional d'espèces a été filtré par la foresterie, Brin *et al.* (2013) ont montré que les souches agissent en concentrateurs locaux de biodiversité. La plupart des espèces d'insectes rencontrées dans les bois morts de divers types sont retrouvées dans les souches seules. Pour le pin, les résultats suggèrent que les assemblages des grumes sont un sous-ensemble des espèces des souches (le degré d'emboîtement entre assemblages des grumes et des souches augmente d'ailleurs avec le stade de décomposition). Ce patron peut refléter le rôle de filtre assuré par la foresterie sur le pool d'espèces régional (Barbaro *et al.*, 2005). La réduction de disponibilité des grumes et la mise à disposition régulière de nouvelles souches a pu favoriser les espèces capables de se reproduire dans les deux types de substrats, réduisant ainsi la spécificité de la faune des grumes. Ce phénomène est d'autant plus tangible dans les plantations de pin maritime à foresterie plus intensive. Pour le pin, les souches peuvent ainsi être considérées comme des substrats de substitution pour la faune actuelle des grumes. Des observations semblables sont rapportées pour des bryophytes dans les chênaies.

Les souches sont donc susceptibles d'agir comme des habitats de substitution pour un cortège d'espèces ubiquistes. Dans des contextes où leur ressource originelle est raréfiée, les espèces dépendantes des grosses pièces de bois mort, rares ou à enjeu patrimonial, peuvent trouver refuge sur ces souches. L'enjeu est alors de trouver, à l'échelle paysagère, une articulation entre les différentes stratégies de conservation : îlots de vieux peuplements, souches, gros bois mort maintenu dans les peuplements en gestion courante.

Le rôle des bois morts vis-à-vis des pathogènes

Dans leur enquête récente Deuffic et Lyser (2012) montrent que la rétention de bois mort en forêt (sous toutes ses formes dont les rémanents d'exploitation) soulève des interrogations chez les gestionnaires et propriétaires quant aux risques sanitaires, surtout dans les plantations résineuses de Pin maritime des Landes. Les hypothèses sous-entendues reposent sur la contagion depuis les bois mort vers les arbres vivants (à enjeu économique) et sur le rôle de refuge de ces bois mort pour les pathogènes et ravageurs. L'enjeu est donc celui de la protection des peuplements et du maintien de la qualité des pièces de bois exploitées, stockées à proximité.

Une synthèse récente des connaissances est proposée dans le cadre des travaux Biomadi (Bouget *et al.* 2011). L'abondance des insectes ravageurs ne semble pas augmenter avec le volume de bois mort total, hors situations exceptionnelles d'apport massif de bois mort (surtout chablis résineux après tempête). La question qui se pose est celle du refuge que peuvent constituer les souches et les menus bois. Les auteurs rapportent des cas diversifiés où les rémanents frais, générés en pleine saison d'activité des insectes, ont été colonisés par des populations de scolytes, qui dans un second temps se sont reportées sur les tiges vivantes à proximité. Les souches hébergent certains champignons pourridiés racinaires qu'elles sont susceptibles de maintenir ; leur enlèvement a montré un effet bénéfique sur la productivité des peuplements, en partie sous l'effet de la diminution de l'occurrence de ces pourridiés.

Tableau 4 : configurations à risque de transmission de pathogènes et ravageurs (d'après Bouget *et al.*, 2011)

Source	Ravageur/pathogène	Essences	Contexte favorable	Mécanisme de dégât
Souches	Hylobe	Résineux sauf Sapin pectiné	Après coupe	Contagion phytophages aux arbres vivants
Souches	Heterobasidion	Résineux sauf Sapin pectiné	Après coupe	Contagion aux arbres vivants
Souches	Armillaire	Résineux sauf Sapin pectiné	Après coupe	Contagion aux arbres vivants
y compris Rémanents	Chalcographe	Épicéa commun	Suite tempête, coupe, sécheresse	Contagion aux arbres vivants
y compris Rémanents	Spinidenté, cryphales	Sapins	Suite tempête, coupe, sécheresse	Contagion aux arbres vivants
y compris Rémanents	Acuminé, érodé, pissodes	Pins	Suite tempête, coupe, sécheresse	Contagion aux arbres vivants
y compris Rémanents	Liseré	Sapins, Épicéas	Suite tempête, coupe	Contagion bois stocké
y compris Rémanents	Platype	Chênes	Suite tempête, coupe	Contagion bois stocké
y compris Rémanents	Xyloterus	Hêtre	Suite coupe	Contagion bois stocké
y compris Rémanents	Xylébores	Feuillus	Suite coupe	Contagion bois stocké

Dans cette analyse au niveau du premier maillon trophique, il semblerait que le maintien des rémanents et souches en forêt puisse accroître les risques de transmissions de pathogènes dans des contextes assez bien connus, plus rarement de ravageurs. Mais cette conclusion se doit d'être mise en regard d'une analyse écosystémique plus large, reposant notamment sur l'étude des interactions avec des espèces auxiliaires, régulatrices de ces ravageurs, et leurs liens avec la présence des rémanents et le risque que présente leur export.

Le cas de l'extraction des souches à des fins de lutte contre les champignons pathogènes mérite un développement. Certains pourriés racinaires ont la particularité de se maintenir dans les racines et les souches après récolte, pour des durées très longues (plusieurs décennies), augmentant ainsi les risques sanitaires pour les peuplements futurs. Dans leur synthèse bibliographique, Vasaitis *et al.* (2008) démontrent que l'élimination des souches des coupes à blanc permet de réduire les infections par les trois principaux champignons pourriés racinaires des résineux (*Heterobasidion*, *Armillaria*, *Phellinus*) dans les rotations suivantes. À partir d'observations sur le long terme (21-50 ans après récolte des souches) menées en Suède, au Canada et au Danemark, Cleary *et al.* (2013) montrent que ces pathologies sont quasiment éradiquées (-80 à -100 %), sauf pour le fomes (*Heterobasidion annosum*) pour lequel la baisse est comprise entre 20 et 72 %. Ces risques d'infection étant réduits, la croissance des arbres et la productivité des peuplements suivants sont augmentées. Concrètement, ces résultats suggèrent l'extraction systématique des souches contenant ces pathogènes lors des opérations de récolte de souches, et de prioriser les récoltes de souches sur ces parcelles contaminées²⁶.

2.3. La biodiversité liée indirectement aux rémanents

2.3.1. Comme éléments structurants du milieu

Les bois morts au sol peuvent jouer un rôle d'abris pour divers groupes d'espèces, en tant qu'architectures temporaires. Ces structures transitoires (en fonction de leur vitesse de décomposition) fournissent le gîte pour des espèces d'arthropodes rampants au sol, de rongeurs (Ecke *et al.* 2002) ainsi que pour les reptiles et amphibiens (Greenberg 2001) et même certains mustélidés (Spencer *et al.* 1983). Toutefois, les dispositifs étudiant précisément les effets des extractions de rémanents sont rares. Une étude sur la récolte des débris fins dans les forêts feuillues du Wisconsin (États-Unis) montre un déclin des populations de salamandres et de grenouilles des bois suite à la récolte des menus bois (Donner *et al.* 2012) ; une autre dans les Appalaches a révélé une forte sensibilité des communautés d'araignées à la récolte des menus

²⁶ Dans le cas du polypore du Pin, l'emploi du *Phlebiopsis gigantea* en bio-remédiation semble donner de bons résultats. Le Département Santé des Forêts propose des méthodes de lutte.

bois (Castro et Wise 2009). Une étude traitant des modes de stockage des menus bois (empilés, éparpillés, brûlés), n'a révélé d'effet notable ni sur les populations de souris ni sur celles de campagnols, malgré leur forte préférence pour ces habitats (Manning et Edge, 2008).

La présence des menus bois peut agir comme une couche protectrice du sol, créant ainsi un microclimat à l'échelle très locale. Cet effet de paillis ou *mulch*, largement utilisé en jardinage ornemental et maraîchage, limite l'expression de la diversité de la flore vasculaire. Deconchat et Balent (2002) montrent que la flore des coupes forestière présente toujours un plus grand nombre d'espèces que celle des peuplements à l'âge d'exploitabilité ; plus précisément cette augmentation de richesse profite aux espèces de lumière et anémophiles, rudérales, mais masque des pertes dans le groupe des espèces forestières. La présence de rémanents limite l'expression du compartiment de ces espèces rudérales, favorisées par la coupe (apport de lumière et pulse d'azote). Réciproquement la récolte de rémanents, en limitant cet effet *mulch*, profite d'abord aux espèces de milieux ouverts, souvent extra-forestières.

En revanche, ces mêmes structures au sol, en réduisant le vent et les radiations solaires, peuvent jouer un rôle d'abris, en particulier contre les extrêmes microclimatiques, pour certaines bryophytes (Dynesius *et al.*, 2008) ; en plus d'un effet de réduction d'habitat (à l'instar de ce qui se passe pour les insectes saproxyliques), l'extraction des rémanents impacte donc très négativement la diversité des bryophytes (Astrom *et al.*, 2005).

La présence de rémanents semble également procurer aux espèces végétales une protection contre la dent des grands herbivores sauvages mais les études sont rares. Sur une période de 5 ans, Bergquist *et al.* (1999) ont montré que la présence de rémanents permet aux espèces usuellement affectées par l'herbivorie (ligneux et herbacées dicotylédones) de se maintenir, tandis que dans les zones où les rémanents ont été extraits, les espèces tolérantes à l'herbivorie (graminées) ont largement colonisé les communautés. Le rôle des rémanents comme protection physique des régénérations forestières contre les dégâts des cervidés a fait l'objet de travaux dont les conclusions sont mitigées (Pellerin *et al.*, 2010). À ce jour, les éléments ne permettent pas de statuer sur un effet bénéfique des rémanents pour la protection des semis.

2.3.2. Par cascade trophique

La partie précédente a exposé le rôle de substrat que jouent les rémanents pour les espèces saproxyliques. Au sein du réseau trophique, ces espèces sont donc en lien direct (sans intermédiaire) avec le compartiment des rémanents forestiers.

Les liens à des niveaux trophiques supérieurs ont été également étudiés mais à un degré bien moindre. À travers leur méta-analyse sur des résultats d'Amérique du Nord, Riffell *et al.* (2011) mettent en évidence que la récolte des débris grossiers et des chandelles (susceptibles d'être mobilisés comme bois bûche) impacte les communautés d'oiseaux (abondance, richesse et composition) et d'insectes de la faune du sol. Les investigations sur les autres groupes (mammifères, reptiles et amphibiens) n'ont pas révélé d'effets notables de la récolte de ces produits. Ponctuellement des études ont montré que la présence de rémanents augmente la valeur de milieux comme aires de chasse pour les mammifères carnivores (Sherburne et Bissonette 1994) et probablement les chauves-souris (Hayes, 2003 ; Tillon, 2008). Les rapaces sont également consommateurs de petits mammifères et autres oiseaux se protégeant dans les tas de rémanents. L'extraction d'une partie de ces rémanents, en rendant ces proies plus visibles pour les rapaces, faciliterait leur alimentation (Pilliod *et al.*, 2006).

Si ce lien fonctionnel est simple d'appréhension, les connaissances précises relativement à ces cascades trophiques restent lacunaires (voir la synthèse de McGown dans Stewart *et al.*, 2011). En particulier, peu de références font état des fonctions de régulation que pourraient assurer les prédateurs. De façon générale, tous milieux et tous insectes confondus, les prédateurs vertébrés ont un impact plus fort que les invertébrés sur les populations d'insectes phytophages (Mäntylä *et al.*, 2011). D'après Fayt *et al.* (2005), les pics peuvent jouer un rôle crucial dans la régulation des populations de scolytes dans les forêts résineuses. L'influence principale reconnue à la prédation des pics est d'accélérer le déclin après le maximum de l'épidémie, et donc la durée totale de cette phase.

2.3.3. Effets induits par modifications physico-chimiques

Les **communautés végétales** sont de bons bioindicateurs de leur environnement, particulièrement des paramètres physico-chimiques des sols (Gégout *et al.*, 2005). En diminuant le retour des éléments minéraux au sol (voir 3.2.2), l'export des rémanents modifie ces paramètres importants de la niche des espèces végétales. Selon la richesse chimique de la station la composition des communautés végétales sera plus ou moins impactée, certaines espèces ne pouvant se maintenir, tandis que d'autres trouvent des conditions favorables (Olsson et Staaf 1995 ; Rosenberg et Jacobson 2004).

Le bois au sol est un habitat essentiel pour de nombreux **microorganismes**, notamment **fongiques et bactériens**. Il a un rôle de rétention de l'humidité, d'accumulation d'azote et de phosphore, d'augmentation

du taux de carbone organique et constitue un habitat pour les organismes saprophytes mais aussi pour les cortèges ectomycorhiziens et bactériens dans les forêts matures, d'autant plus conséquent lorsque le bois mort est au sol depuis un temps important (Walker *et al.*, 2012). L'impact de l'exploitation des rémanents sur la biomasse microbienne n'a été que peu étudié ; les travaux ont été menés principalement sur des forêts de résineux sub-boréales et les temps et types réponses des différents taxons sont variables.

Ainsi, sur des sapinières-pessières montagnardes de Colombie-Britannique, 15 ans après la récolte des rémanents suite à une coupe à blanc, on ne note pas de perturbation de la diversité totale ni de la richesse taxonomique mais des modifications significatives au sein des communautés ectomycorhiziennes comme des changements de cortèges symbiotiques (Walker *et al.*, 2012). Les champignons ectomycorhiziens, indispensables à la nutrition des arbres forestiers, représentent 1/3 de la biomasse microbienne en forêt boréale (Rajala *et al.*, 2012) d'où l'importance de connaître leur dépendance vis-à-vis du bois mort. En pessière boréale (Fennoscandie), les champignons décomposeurs du bois sont présents dès les stades de faibles décomposition (pourritures blanches et molles) alors que les Basidiomycètes majoritairement mycorhiziens préfèrent coloniser le bois fortement décomposé, au sol depuis plus de 60 ans (Rajala *et al.*, 2012 ; Walker *et al.*, 2012) ou bien les menus-bois au sol de moins de 7 cm (Walker *et al.*, 2012).

D'autre part, des études finlandaises ont montré qu'en contexte de futaie régulière d'épicéa commun, la récolte des rémanents d'exploitation sur 25 ans ne provoquait aucun appauvrissement ni modification des communautés saprophytes (Allmér *et al.*, 2009).

La réponse des communautés semble alors corrélée aux conditions générales. En effet, si les modifications observées apparaissent modérées et sur un pas de temps assez long (>10 ans) en zone boréale, elles peuvent être sur le court-terme en zone tropicale. Sur des plantations d'*Eucalyptus globulus* en Australie, l'impact du retrait ou de l'ajout de rémanents sur la biomasse microbienne (bactérienne et fongique confondues) ont été testés 1 an et 5 ans après plantation (Mendham *et al.*, 2002). Dans ces conditions, l'absence de rémanents montre une baisse significative de la quantité de biomasse microbienne par rapport aux sites présentant des rémanents. La réponse est observée au bout d'un an déjà, et significative sur les sites aux sols argileux riches mais ne présente pas de tendance sur les cinq années de suivi.

Sur les travaux réalisés dans le réseau Long Term Soil Productivity (LTSP, USA) en pessière sub-boréale, il s'avère que les communautés fongiques du sol (saprophytes et symbiotiques) sont bien plus sensibles au tassement et retrait des rémanents que les bactéries et présentent des baisses significatives d'abondance par rapport aux sites où les rémanents sont laissés sur place. Les communautés demeurent fortement perturbées 15 ans après traitement, ce qui démontre la nécessité de poursuivre les suivis sur plusieurs rotations (Hartmann *et al.*, 2012). Les analyses de communautés bactériennes sur le réseau LTSP sont très variables, les bactéries semblant plus répondre aux contraintes de tassement (Hartmann *et al.*, 2009 ; Axelrood *et al.*, 2002).

Alors que la distribution spatiale de la **méso** et **macro-faune du sol** est fortement impactée par la localisation des rémanents (Aubert *et al.*, 2005), les effets de l'exportation des résidus ligneux sur la faune du sol impliquée dans les chaînes de recyclage de la matière organique ont été très peu étudiés au regard d'autres groupes tels que les coléoptères saproxyliques (Bouget *et al.*, 2012).

Une étude suédoise dans des futaies régulières de Pin sylvestre montre que l'exportation des rémanents affecte d'avantage l'abondance des espèces que leurs assemblages, avec notamment une chute des abondances des collemboles, des acariens, des insectes prédateurs et des diptères au stade larvaires (Bengtsson *et al.*, 1997 ; Bengtsson *et al.*, 1998). Les autres travaux menés dans les contextes de forêts résineuses en région boréale montrent de même des chutes d'abondances de la méso-faune du sol (macroarthropodes et enchytréides) consécutivement à l'extraction des résidus de coupe (Dighton *et al.*, 2012). Dans les forêts caducifoliées, Jordan *et al.* (2000), ont mis en évidence une chute de l'abondance de deux espèces de vers de terre épigés (genre *Diplocardia* sp.) en réponse à l'augmentation de l'exportation de la matière organique. Aucune information n'est à ce jour disponible pour les espèces anéciques et endogés. À court terme (2-5 ans), l'export de souches tend également à diminuer l'abondance des enchytréides mais n'affecte pas notablement la composition des communautés de décomposeurs de la matière organique du sol ; en revanche les modifications de structure du sol causées par les travaux associés à l'export de souches (remontée et mise en lumière des couches plus profondes) diminuent considérablement les abondances de l'ensemble des espèces de décomposeurs (Kataja-aho *et al.* 2011).

2.4. Impact sur la biodiversité des pratiques connexes à la mobilisation des rémanents

La mobilisation des rémanents d'exploitation (branchages de toutes tailles) et des souches a pour conséquence directe l'élimination de ces structures. Cette récolte de rémanents implique en outre des passages d'engins supplémentaires dans les parcelles (a fortiori en cas de déploiement à grande échelle), le stockage des souches hors des parcelles le temps qu'elles soient lessivées de leur terre ou encore l'apport de fertilisants pour compenser les pertes minérales (voir partie 3.3). Ci-après, nous proposons quelques éléments de réflexion issus d'études récentes concernant les impacts de ces pratiques connexes.

2.4.1. Stockage des rémanents avant export : puits écologique ?

À la grande différence des grumes, stockées en forêt pour des courtes durées après leur exploitation²⁷ ou des branchages, exploités et exportés quasiment en simultanément, les souches sont stockées sur des temps plus longs, de l'ordre de 1 à 2 ans. L'empilage et l'export différé de ces souches permet de les lessiver par les pluies avant leur emploi. En outre les insectes repèrent leurs substrats via les molécules aromatiques dégagées par le bois, l'agrégation des pièces concentre ces molécules, ce qui a pour conséquence de renforcer leur attirance pour les insectes (Schroeder et Lindelöw 1989). L'amoncellement de ces bois mort à proximité des parcelles est donc susceptible d'attirer une biodiversité variée, mais appelée à être détruite lors de l'export et combustion de ces matériaux. Cette ressource non originelle vouée à l'élimination, constitue un puits écologique pour les espèces qui se laissent prendre à l'illusion de cet habitat-leurre. Le risque d'extinction pour ces espèces est d'autant plus renforcé qu'elles sont susceptibles de délaisser les éléments originels, isolés dans les parcelles, préférant ces structures agrégées.

Les études évaluant cet effet « puits écologique » lié au stockage en forêt avec export différé des bois sont rares, et concernent d'abord le contexte scandinave. Dans le cas des branchages et souches de Chêne à destinée énergétique, Hedin *et al.* (2008) ont montré que l'essentiel des individus et des espèces d'insectes se logent dans les pièces de surface des piles de bois, sans préférence pour les catégories de grosseur. Ils proposent donc, lors de l'export de ces piles de bois, de laisser en forêt les éléments de surface. Néanmoins, cette étude n'évalue ni le niveau des populations ni la biodiversité qui se sont maintenues dans les parcelles voisines. Ces piles pourraient avoir induit une explosion des populations par opportunité. Dans une étude plus approfondie de ce phénomène, centrée sur le cas des souches issues de peuplements d'Épicéas, une équipe américaine conclut que les piles de souches ne constituent pas un puits écologique majeur pour les communautés dans la mesure où les espèces se sont toutes maintenues dans les peuplements voisins (Victorsson et Jonsell, 2013).

2.4.2. Passages d'engins et destructuration des sols

L'élévation de la fréquence des interventions et la mécanisation accrue sont deux éléments du scénario de mobilisation des rémanents d'exploitation de manière plus efficace (volume récolté, coût de récolte). Les sols des parcelles forestières risquent donc la double contrainte d'une augmentation du trafic d'engins et d'une moindre protection physique, le tapis de bois mort usuellement laissé à cet effet étant la cible de la récolte. Concrètement, les sols seront soumis à un plus fort tassement qui limite l'aération des sols et l'infiltration de l'eau et in fine diminue la réserve utile. À court et moyen termes, ce tassement limite l'activité biologique des sols (moins prospectables par les racines, plus hypoxiques) et impacte donc les communautés végétales et de faune du sol (Bouget *et al.*, 2009 ; Bouget *et al.*, 2012). Bien que les effets à long terme, cruciaux pour la gestion durable des sols forestiers, ne soient pas connus, il est possible de recommander (i) de veiller au cloisonnement des peuplements pour limiter la circulation des engins dans les parcelles et (ii) de maintenir une couche de rémanents sur ces cloisonnements d'exploitation pour limiter les risques de tassement.

L'action de labour correspond au fait d'incorporer des éléments de surface vers les couches plus profondes du sol, et contribue à un mélange entre les différents horizons d'un sol. Le labour peut faire partie des itinéraires sylvicoles, et être pratiqué comme opération à part entière (préparation du site avant plantation), soit être une conséquence d'orniérages ou d'exploitation des souches (Kataja-aho *et al.*, 2011). Les conséquences pour la biodiversité sont variables. En remontant les éléments minéraux à la surface, brassés avec la matière organique, la germination des plantes est favorisée, en outre la banque de graines du sol s'en trouve activée. Pour la faune du sol, les conséquences sont moins connues, mais les horizons minéraux remontés en surface constituent un milieu plutôt hostile (fortes variations de température de l'humidité) pour les décomposeurs qui risquent donc de souffrir de ces actions de labour. Groupe identifié comme essentiel dans les processus de décomposition de la matière organique des sols forestiers en Scandinavie, les enchytréides sont très affectés par la mise en exposition des horizons minéraux, conséquence directe de l'extraction des souches (Kataja-aho *et al.*, 2011) ; des hypothèses semblables sont émises pour les nématodes et microarthropodes du sol. Ces résultats obtenus dans les contextes de forêts boréales sont donnés à titre indicatif et doivent être relayés par des études propres aux contextes de forêts tempérées (milieux naturels et techniques sylvicoles bien différentes).

2.4.3. Compensations de fertilité et biodiversité

L'enlèvement des rémanents étant susceptible, dans certaines conditions stationnelles, d'altérer la fertilité des sols par réduction du pool de minéraux, des apports compensatoires de nutriments sont parfois envisagés (voir Partie 1 chapitre 3.3). Le recyclage des cendres de bois, lorsque la législation le permet, constitue une voie de compensation pour ces exports de minéraux. Les conséquences connues de ces applications de cendres sur la biodiversité sont, de manière générale, caractéristiques d'une action de

²⁷ quelques mois, le temps de la commercialisation dans le cas de ventes en régie

fertilisation : augmentation de la richesse floristique particulièrement au profit des nitrophiles, activité microbienne et fongique accrue. Les bryophytes ainsi que les compartiments de la méso et macro faune du sol semblent plutôt résistants et résilients à l'application de ces cendres (voir la synthèse proposée dans Deleuze *et al.*, 2012). La question plus générale des conséquences de l'apport de fertilisants (cendres ou autres amendements) n'est pas ici traitée, trop complexe pour être résumée en quelques lignes, elle fait l'objet d'un sujet à part entière. Les risques associés aux épandages de cendres et les propositions de modalités d'application sont développés respectivement dans les Partie 1 Chapitre 3.3 et Partie 2 Rapport 3).

2.5. Perspectives de réflexion

2.5.1. Les limites de cet exercice de synthèse bibliographique

Les connaissances sur lesquelles sont basés les éléments ici présentés, sont principalement issues de travaux en contexte boréal (Scandinavie et Canada). Les divergences de contextes socio-économiques et écologiques ne permettent pas d'extrapolations directes à nos écosystèmes tempérés. La synthèse s'attache donc ici principalement à mettre en évidence les mécanismes écologiques en jeu. Le nombre d'études relativement faible, peu répétées et donc toujours associées à des contextes particuliers ne permet pas d'établir la généralité de ces mécanismes qui constituent néanmoins une base pour raisonner les liens entre extraction des rémanents et biodiversité.

2.5.2. Gestion de la biodiversité associée aux rémanents

L'écologie de la biodiversité forestière est un domaine de recherche qui a émergé ces dernières décennies ; moins technique et quantitatif que d'autres domaines des sciences forestières (étude de la fertilité des sols, dendrométrie, économie), il est aussi plus délicat à appréhender. La conservation de la biodiversité forestière répond à des préoccupations très variables selon l'échelle et la zone biogéographique considérée. À l'échelle mondiale, l'enjeu de préservation de la biodiversité forestière est confondu avec celui de la lutte contre la déforestation dans les zones tropicales (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2010). En France, la protection foncière des espaces forestiers par la loi napoléonienne constitue *de facto* la première mesure de préservation des forêts, dont la surface en métropole a presque doublé en deux siècles. Néanmoins, la conservation de la biodiversité répond à des enjeux patrimoniaux, socio-culturels et fonctionnels dans la mesure où cette biodiversité constitue notre support de vie.

Communément, la biodiversité est segmentée entre (i) une composante extra-ordinaire, patrimoniale ou encore menacée, composée d'espèces rares, endémiques ou dont l'habitat se réduit ou se fragmente au point de faire courir le risque d'extinction des populations et (ii) une composante ordinaire, composée d'espèces banales et plus fréquentes qui dépendent de la forêt pour leur existence ou dont la forêt dépend pour son bon fonctionnement. Ces concepts théoriques, s'ils sont facilement intelligibles, sont plus complexes à décliner dans les stratégies de conservation.

La revue bibliographique présentée ici a mis en évidence les différents mécanismes par lesquels les espèces et communautés peuvent être dépendantes des rémanents, déterminées par leur présence et donc potentiellement impactées par leur récolte. Les études mettent en lumière des enjeux qui relèvent généralement de l'aspect patrimonial (espèces étroitement dépendantes de la présence des rémanents). À l'exception notable de la problématique des pathogènes, les conséquences fonctionnelles pour l'écosystème restent pour l'heure largement à l'état d'hypothèses.

2.5.3. Histoire forestière et dette d'extinction

L'historique de gestion des forêts métropolitaines n'est pas l'objet de ce travail, mais il s'agit d'un facteur à prendre en compte dans le cadre d'une réflexion plus globale. À l'échelle de quelques siècles, la reconstruction des surfaces déclarées comme forestières soulève nombre de difficultés (inventaires rares et homogénéité des informations sujette à caution). Les écrits historiques et autres témoignages par l'image tendent à montrer que les forêts françaises ont fait l'objet d'une exploitation bien plus intensive par le passé que maintenant (pâturage du bétail, taillis etc.). Les données historiques ne permettent bien entendu pas de reconstituer un historique des stocks de bois mort en forêt ; à noter que ce n'est qu'à partir de 2008 que l'inventaire forestier national a intégré dans son protocole d'inventaire des mesures écologiquement précises sur les volumes de bois mort.

Il apparaît donc que par le passé les espaces forestiers étaient réduits spatialement, fortement exploités et vraisemblablement appauvris en bois mort, le bois constituant l'essentiel de la ressource énergétique pour les populations. La biodiversité que nous connaissons et considérons actuellement a donc survécu à des pressions fortes sur leurs ressources vitales. En termes de biologie de la conservation, diverses hypothèses peuvent être formulées :

- les espèces actuellement présentes et abondantes sont des espèces particulièrement résilientes sinon résilientes aux pressions sur leur ressource : on pourrait prédire que les préconisations actuelles leur garantiront toujours un niveau de pression bien moindre que ce qu'elles ont connu par le passé, et leur seront donc profitables ;
- d'autres espèces, moins résistantes/résilientes risquent de disparaître mais des mesures de conservation spécifiques permettraient d'éviter leur extinction ;
- d'autres espèces sont encore présentes mais leurs populations faibles, fragmentées ou génétiquement appauvries rendent leur disparition inéluctable, quelles que soient les mesures prises : on parle alors de **dette d'extinction**.

Les faibles connaissances sur les dynamiques des populations, *a fortiori* pour des groupes d'espèces ordinaires à faible enjeu patrimonial, rend la prise de décision difficile.

2.5.4. De la parcelle aux paysages

Les études menées sur les conséquences de la récolte de rémanents sont toutes envisagées à l'échelle d'un peuplement ou d'une parcelle (quelques ha au plus). Aucune étude n'envisage les impacts sur la biodiversité d'une politique de mobilisation accrue de biomasse à l'échelle d'un massif ou d'un bassin d'approvisionnement. Or les impacts régionaux ne peuvent se résumer à une somme d'impacts locaux, les espèces ayant des caractéristiques écologiques (capacité de dispersion notamment) leur permettant de migrer d'une zone devenue défavorable vers une zone refuge. La question est donc celle de la continuité spatio-temporelle des structures favorables à ces espèces, à l'échelle des paysages.

2.6. Références bibliographiques

Allmér J., Stenlid J., Dahlberg A., 2009. Logging-residue extraction does not reduce the diversity of litter-layer saprotrophic fungi in three Swedish coniferous stands after 25 years. *Canadian Journal of Forest Research* 39,1737-1748.

Astrom M., Dynesius M., Hylander K., Nilsson C., 2005. Effects of slash harvest on bryophytes and vascular plants in southern boreal forest clear-cuts. *Journal of Applied Ecology* 42,1194-1202.

Aubert M., Hedde M., Decaëns T., Margerie P., Alard D., Bureau F., 2005. Factors controlling soil macrofauna spatial pattern in a pure beech and a mixed beech-hornbeam forest. *Comptes rendus biologies* 328, 57-74.

Axelrod P. E., Chow M. L., Radomski C. C., McDermott J. M., Davies J., 2002. Molecular characterization of bacterial diversity from British Columbia forest soils subjected to disturbance. *Canadian Journal of Microbiology* 48(7), 655-674, 10.1139/w02-059.

Barbaro L., Pontcharraud L., Vetillard F., Guyon D., Jactel H., 2005. Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. *Ecoscience* 12,110-121.

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. *Applied Soil Ecology* 9,137-143.

Bengtsson J., Persson T., Lundkvist H., 1997. Long-term effects of logging residue addition and removal on macroarthropods and enchytraeids. *The Journal of Applied Ecology* 34,1014.

Bergquist J., Örlander B G., Nilsson U., 1999. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *Forest Ecology and Management* 115, 171-182.

Bouget C., Gosselin M., Gosselin F., Bergès L., 2009. Conséquences de l'augmentation des prélèvements de biomasse ligneuse pour la biodiversité forestière. In : Landmann G., Gosselin F., Bonhême I (ccord.) *Bio2, Biomasse et Biodiversité Forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*. Paris, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, Ecofor, 73-87

Bouget C., Lassauce A., Jonsell M., 2012. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity — a review focused on the situation in Europe. *Canadian Journal of Forest Research* 42,1421-1432.

Bouget C., Nageleisen L.-M., Piou D., Paillet Y., 2011. *Bois morts, peuplements riches en bois morts et risques phytosanitaires en forêt - synthèse des connaissances disponibles. Action Biomadi, Biomasse et biodiversité*, Cemagref et Ecofor, Convention de recherche Ecofor n°2010.23 Contribution au programme d'étude et de recherche BIOMADI, Utilisation accrue de la biomasse forestière et biodiversité. MAAP, MEEDDM, Cemagref, 23 p.

Brin A., Bouget C., Valladares L. and Brustel H., 2013. Are stumps important for the conservation of saproxylic beetles in managed forests? - Insights from a comparison of assemblages on logs and stumps in oak-dominated forests and pine plantations. *Insect Conservation and Diversity* 6, 255-264.

Castro A., D. H. Wise. 2009. Influence of fine woody debris on spider diversity and community structure in forest leaf litter. *Biodiversity and Conservation* 18, 3705-3731.

Cleary M. R., Arhipova N., Morrison D. J., Thomsen I. M., Sturrock R. N., Vasaitis R., Gaitnieks T., Stenlid J., 2013. Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: A synthesis of results from long-term trials. *Forest Ecology and Management* 290, 5-14.

- Deconchat M., Balent G., 2002. Effets de la sylviculture et de l'exploitation forestière sur la diversité végétale. *Revue forestière française* 54,559-566.
- Deleuze C., Micheneau C., Richter C., Boulanger V., Gardette Y.-M., Brêthes A. Gibaud G., Augusto L., Dupont C., Gautry J.-Y., Fraysse J.-Y., Rantien C.. 2012. Le retour des cendres de bois en forêt : opportunités et limites. *Rendez-vous Techniques* de l'ONF 35,16-28.
- Deuffic P., Lyser S., 2012. Biodiversity or bioenergy: is deadwood conservation an environmental issue for French forest owners? *Canadian Journal of Forest Research* 42,1491-1502.
- Dighton J., Helmisaari H.-S., Maghirang M., Smith S., Malcolm K., Johnson W., Quast L., Lallier B., Gray D., Setälä H., Starr M., Luuro J., Kukkola M., 2012. Impacts of forest post thinning residues on soil chemistry, fauna and roots: Implications of residue removal in Finland. *Applied Soil Ecology* 60,16-22.
- Donner D. M., Ribic C. A., Zalesny R. S., St. Pierre M., Eklund D., 2012. Impacts of harvesting forest residues for bioenergy on nutrient cycling and community assemblages in northern hardwood forests, Wisconsin. 44p. Rapport Final, Environmental and economic reserach and development program.
- Dynesius M., Astrom M., Nilsson C., 2008. Microclimatic buffering by logging residues and forest edges reduces clear-cutting impacts on forest bryophytes. *Applied Vegetation Science* 11, 345-354.
- Ecke F., Löfgren O., Sörlin D., 2002. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 39, 781-792.
- Fayt P., Machmer M. M., Steeger C., 2005. Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers - A literature review. *Forest Ecology and Management* 206,1-14.
- Gégout J.-C., Coudun C., Bailly G., Jabiol B., 2005. EcoPlant: A forest site database linking floristic data with soil and climate variables. *Journal of Vegetation Science* 16,257-260.
- Greenberg C. H. 2001. Response of reptile and amphibian communities to canopy gaps created by wind disturbance in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 148, 135-144.
- Hartmann M., Howes C. G., VanInsberghe D., Yu H., Bachar D., Christen R., Nilsson R. H., Hallam S. J., Mohn W. W., 2012. Significant and persistent impact of timber harvesting on soil microbial communities in Northern coniferous forests. *The ISME Journal* 6, 2199-2218.
- Hartmann M., Lee S., Hallam S. J., Mohn W. W., 2009. Bacterial, archaeal and eukaryal community structures throughout soil horizons of harvested and naturally disturbed forest stands. *Environmental Microbiology* 11,3045-3062.
- Hayes J. P. 2003. Habitat ecology and conservation of bats in western coniferous forests. Mammal community dynamics in coniferous forests: management and conservation issues in western North America. Cambridge University. Zabet C.J. et Anthony R.G., Cambridge, pp 81-119
- Hedin J., Isacson G., Jonsell M., Komonen A., 2008. Forest fuel piles as ecological traps for saproxylic beetles in oak. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23,348-357.
- Jordan D., Hubbard V. C., Ponder Jr F., Berry E. C., 2000. The influence of soil compaction and the removal of organic matter on two native earthworms and soil properties in an oak-hickory forest. *Biology and Fertility of Soils* 31, 323-328.
- Kataja-aho S., Fritze H., Haimi J., 2011. Short-term responses of soil decomposer and plant communities to stump harvesting in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 262, 379-388.
- Lassauce A., Lieutier F., Bouget C., 2012. Woodfuel harvesting and biodiversity conservation in temperate forests: Effects of logging residue characteristics on saproxylic beetle assemblages. *Biological Conservation* 147, 204-212.
- Manning J. A., Edge W. D., 2008. Small mammal responses to fine woody debris and forest fuel reduction in Southwest Oregon. *Journal of Wildlife Management* 72, 625-632.
- Mäntylä E., Klemola T., Laaksonen T., 2011. Birds help plants: A meta-analysis of top-down trophic cascades caused by avian predators. *Oecologia* 165,143-151.
- Mendham D., Sankaran K., O'Connell A., Grove T., 2002. Eucalyptus globulus harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1903-1912.
- Olsson B. A., Staaf H. ,1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *Journal of Applied Ecology* 32, 640-654.
- Pellerin M., Saïd S., Richard E., Hamann J.-L., Dubois-Coli C., Hum P., 2010. Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. *Forest Ecology and Management* 260, 429-437.
- Pilliod D. S., Bull E. L., Hayes J. L., Wales B. C., 2006. Wildlife and Invertebrate Response to Fuel Reduction Treatments in Dry Coniferous Forests of the Western United States: A Synthesis. Rapport Technique Général, USDA, Forest Service, Rocky Mountain research Station, Fort Collins, CO., 34 p.
- Rajala, T., Peltoniemi M., Pennanen T., Mäkipää R. 2012. Fungal community dynamics in relation to substrate quality of decaying Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) logs in boreal forests. *FEMS Microbiology Ecology* 81, 494-505.,

- Riffell S., Verschuyt J., Miller D., Wigley T. B., 2011. Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity - A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 261, 878-887.
- Rosenberg O., Jacobson S., 2004. Effects of repeated slash removal in thinned stands on soil chemistry and understorey vegetation. *Silva Fennica* 38,133-142.
- Schroeder L. M., Lindelöw Å., 1989. Attraction of scolytids and associated beetles by different absolute amounts and proportions of α -pinene and ethanol. *Journal of Chemical Ecology* 15, 807-817.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2010. 3^{ème} édition des Perspectives mondiales de la diversité biologique. 94p. Montréal.
- Sherburne S. S., Bissonette J. A., 1994. Marten subnivean access point use: response to subnivean prey levels. *The Journal of Wildlife Management* 58,400.
- Speight M. C. D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment* Series no. 42. 67 p. +annexes
- Spencer W. D., Barrett R. H., Zielinski W. J., 1983. Marten Habitat Preferences in the Northern Sierra Nevada. *The Journal of Wildlife Management* 47,1181.
- Stewart W., Powers R. F., K. McGown, L. Chiono, and T. Chuang. 2011. Potential positive and negative environmental impacts of increased woody biomass use for California. Rapport Final de Projet, Public Interest Energy Research (PIER) Program, Page 232.
- Tillon L. 2008. Inventorier, étudier ou suivre les chauves-souris en forêt, Conseils de gestion forestière pour leur prise en compte. Synthèse des connaissances. Office National des Forêts, Paris, 88 p.
- Vasaitis R., Stenlid J., Thomsen I. M., Barklund P., Dahlberg A., 2008. Stump removal to control root rot in forest stands. A literature study. *Silva Fennica* 42, 457-483.
- Verkerk P. J., Anttila P., Eggers J., Lindner M., Asikainen A., 2011. The realisable potential supply of woody biomass from forests in the European Union. *Forest Ecology and Management* 261, 2007-2015.
- Victorsson J., Jonsell M., 2013. Ecological traps and habitat loss, stump extraction and its effects on saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 290, 22-29.
- Walker J. K. M., Ward V., Paterson C., Jones M. D., 2012. Coarse woody debris retention in subalpine clearcuts affects ectomycorrhizal root tip community structure within fifteen years of harvest. *Applied Soil Ecology* 60, 5-15.

RAPPORT 5. LES DOCUMENTS D'ORIENTATION DES PRATIQUES DE GESTION DES REMANENTS FORESTIERS A L'ETRANGER : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

Anne-Sophie Cabral, Ecofor

1. Introduction

Dans un contexte mondial d'augmentation du prix des énergies fossiles, et de la recherche de ressources énergétiques renouvelables, le bois apparaît comme une source potentielle importante. Selon le type de forêt considéré, le contexte, les enjeux aux échelles locales et nationales et la dynamique des autres produits bois, la biomasse récoltée à destination du bois énergie est variable. Des compartiments qui n'étaient généralement pas récoltés deviennent des produits bois énergie potentiels, notamment :

- les menus bois (tiges ou branches de diamètre inférieur au diamètre « bois-fort » de valeur 7 cm en France),
- les tiges sans valeur marchande,
- les souches.

Si les impacts d'une telle récolte de bois-énergie sur l'environnement sont loin d'être parfaitement connus, les autorités et les opérateurs de nombreux pays ont visé la formulation des recommandations, éventuellement de normes, qui apportent une aide dans le choix des pratiques sylvicoles afin d'assurer de la durabilité des services rendus par la forêt.-ci.

La présente étude réalise un **état des lieux des documents d'orientation disponibles à l'étranger sur les pratiques relatives à la gestion des rémanents forestiers**. Suite à un travail de collecte d'information, le contenu des documents récoltés (essentiellement guides techniques et rapports afférents) dans plusieurs pays a été analysé dans ses aspects techniques, afin d'appréhender les démarches réalisées dans ce domaine.

A l'échelle internationale, un certain nombre de pays ont produit des guides sur la base des connaissances disponibles sur le sujet : programmes scientifiques achevés ou en cours, retours d'expérience, etc., afin d'apporter une aide et/ou un cadre aux opérateurs.

L'analyse s'organise autour des axes suivants :

- ce que les guides révèlent du **contexte** dans lesquels ils ont été élaborés,
- les recommandations existantes à l'étranger sur les sujets traités dans le cadre du projet RESOBIO, à savoir, **fertilité du sol et biodiversité**,
- les **autres thèmes** abordés en relation avec la récolte des rémanents.

Les compartiments désignés sous le terme de rémanents forestiers sont variables selon les sources : résidus d'exploitation et/ou menus bois et/ou feuillage, souches et/ou débris de taille et de degré de décomposition diverses.

L'expression « gestion des rémanents forestiers » englobe toutes les opérations liées à leurs manipulations telles que : la récolte, la mise en place de « lit » de rémanents sur les cloisonnements d'exploitation pour limiter le tassement, le stockage, la répartition des débris sur une zone, etc.

2. Sources d'information et éléments de méthode

2.1. Zones et pays concernés

L'étude couvre l'Europe tempérée, l'Europe du nord et s'étend à l'Amérique du nord. Les documents sur lesquels se base l'analyse sont ceux produits par les pays anglophones : Royaume-Uni, Etats-Unis), Canada, Irlande, Nouvelle-Zélande (guides et synthèses bibliographiques). La synthèse des informations disponibles sur les pratiques des autres pays d'Europe (Roumanie, Lettonie, Danemark, Suède, Finlande) est issue des échanges avec les correspondants qui participent à la production des documents (centres de recherche, organismes en charge des forêts), et de synthèses bibliographiques. Des documents d'autres pays européens ont été récoltés, mais la barrière linguistique rendait impossible la distinction des guides portant précisément sur le sujet traité par l'étude et leur analyse. Ils apparaissent dans la **liste des ouvrages collectés présentée en fin de rapport**, et pourront éventuellement être analysés ultérieurement.

2.2. Mise en œuvre pour les pays anglophones : Royaume-Uni, Irlande, Canada, Etas-Unis, Nouvelle-Zélande

2.2.1. Acquisition de données

Les documents ont été collectés sur internet.

Le nombre de documents disponibles et l'accessibilité sont variables en fonction du pays (fig. 3).

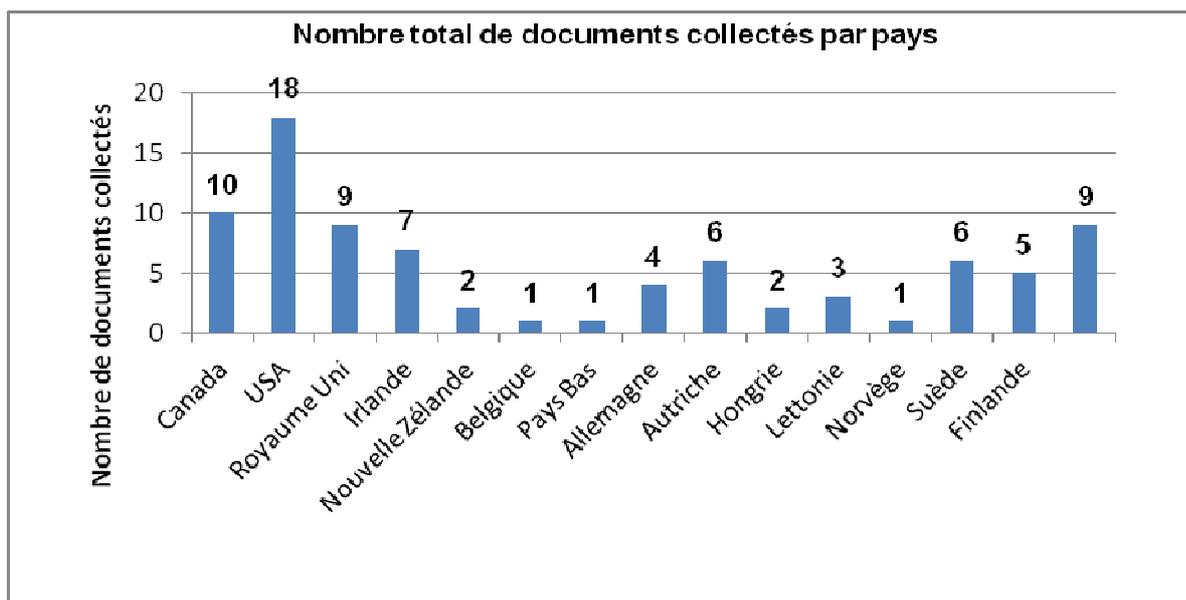


Figure 3 : nombre de documents collectés pour chaque pays (et 9 documents correspondant à divers autres pays)

2.2.2. Stockage et analyse des données

Une base de données a été créée afin de stocker les informations contenues dans les guides, notamment :

- les organismes producteurs des documents,
- les sources d'information,
- les mécanismes de production (groupes de travail, consultation, etc.),
- les compartiments désignés sous le terme de rémanents,
- les recommandations relatives à la gestion des rémanents et les sujets liés.

Par des opérations de filtre et de tri, les différents sujets abordés par les recommandations ont été différenciés par pays. Leur importance et les recommandations redondantes d'un pays à l'autre ont été étudiées. Cependant, l'interprétation des résultats doit être effectuée avec prudence, car ils sont fortement influencés par les données d'entrée.

Plusieurs facteurs influencent fortement les données :

- les contraintes temporelles de l'étude : la recherche bibliographique des guides relatifs à la gestion des rémanents forestiers à l'étranger a montré que l'information existante sur le sujet était très abondante. Dans le cadre des contraintes temporelles de l'étude (4 mois), seule une faible partie de cette information a pu être récoltée et seule une partie des documents collectés a pu être analysée. Cette difficulté s'est surtout posée dans le cas des pays fédéraux, pour lesquels des documents sont produits à l'échelle des différents Etats. Leur analyse complète n'était pas possible dans le cadre d'une étude courte durée.
- les possibilités d'accès aux sources et la barrière linguistique : les documents qui ont pu être récoltés correspondent à l'information facilement accessible sur internet et à celle transmise par les correspondants. Seuls les documents pour lesquels l'information était disponible en anglais ont été analysés. Les résultats de l'analyse sont donc à lire avec précaution car ils ne représentent qu'un petit échantillon de la masse d'information existante.
- Le degré de spécificité des documents : les documents qui traitent de la gestion forestière en général procurent ponctuellement des recommandations relatives à la gestion des rémanents, principalement en regard de la fertilité du sol et de la qualité de l'eau, alors que les documents spécifiques à la gestion des rémanents abordent des sujets plus divers. Par conséquent, selon la disponibilité des documents, la diversité des sujets abordés apparaîtra plus ou moins bien dans les résultats, et la prédominance d'un thème doit être interprétée avec précaution.

2.3. Les pays non anglophones

Les guides des pays non anglophones ont été collectés durant la phase de recherche sur internet. La majorité des documents n'était pas disponible en anglais et il n'était pas possible d'en effectuer la traduction dans le contexte du projet. L'analyse poussée de ces documents n'a donc pas pu être faite.

Il aurait en principe été possible de faire faire la traduction d'un petit nombre de bonnes sources peu volumineuses, mais il est difficile de repérer a priori la qualité des sources. Les traductions automatiques en ligne (qui ont été testées) permettent au mieux de vérifier les sujets traités, mais pas, sans risque élevé de confusions, de travailler sur des sujets aussi techniques que celui des rémanents forestiers.

Une demande a été faite aux auteurs et organismes producteurs des documents d'Europe de l'Est et des pays Nordiques (Lettonie, Roumanie, Finlande et Suède) d'expliquer brièvement, selon leur disponibilité, le contenu des documents à l'aide d'un questionnaire qui reprenait les grands axes de cette étude :

- *Les rémanents forestiers (petites branches, feuilles / aiguilles, souches, bois sans valeur commerciale, de petit diamètre d'amincissement) sont-ils effectivement récoltés pour produire du bois-énergie?*
- *Existe-t-il des guides, si oui, quels sont les sujets qui sont abordés en relation avec l'exploitation des rémanents (propriétés physiques du sol, fertilité du sol, qualité de l'eau, biodiversité, etc.)?*
- *Pouvez-vous expliquer brièvement le contenu des documents collectés en répondant aux questions suivantes :*
 - *Ces documents sont-ils normatifs, ou sont-ils une aide à la décision pour les gestionnaires ?*
 - *Quels compartiments sont couverts par les directives (feuilles / aiguilles, brindilles, tiges de première éclaircie, arbres sans valeur marchande ; débris de bois de tailles et états de décomposition divers, souches, etc.)*

- *Quelles sont les recommandations relatives au maintien de la fertilité des sols?*
- *Quelles sont les recommandations relatives au maintien de la biodiversité?*
- *Quels autres thèmes sont abordés? (qualité de l'eau, paysage, érosion, etc.)*

Les réponses au questionnaire sont parvenues des correspondants lettons et roumains.

Par ailleurs, des informations ont été recueillies au travers de l'étude bibliographique de synthèses des guides existants à l'international pour les pays du Nord (Suède, Finlande, Danemark).

3. Présentation générale des guides des pays anglophones et de leur organisation

Selon les pays, l'abondance des documents, leur position par rapport à la réglementation et aux guides de bonnes pratiques déjà existants et les sujets qu'ils abordent vis-à-vis de la récolte des rémanents forestiers sont variables. On peut différencier plusieurs types d'organisation selon que le pays soit une nation fédérale ou unitaire. Dans le premier cas, les guides spécifiques concernant la récolte des rémanents sont produits par les états et complètent les guides et réglementations existant concernant la gestion forestière durable. Dans le cas des états unitaires, les documents spécifiques proviennent des services forestiers publics et/ou d'organismes non gouvernementaux (agences de l'énergie, instituts de recherche et développement).

3.1 Le cas d'Etats fédéraux

3.1.1 Les Etats-Unis d'Amérique

Les guides relatifs à l'exploitation de biomasse forestière disponibles sont les suivants :

- les standards de certification (échelle fédérale) ;
- les guides de bonnes pratiques développés par les services forestiers des Etats (Best Management Practices, BMPs) ;
- les guides développés par les différents Etats issus la plupart du temps d'une collaboration entre les services forestiers, les départements des ressources naturelles et les instituts de recherche et/ou universités ;
- les guides interrégionaux produits par la Forest Guild (organisme privé regroupant des professionnels de la filière forêt bois et de l'environnement).

Dans certains Etats, une grande partie des forêts publiques sont certifiées (FSC : Forest Stewardship Council et/ou SFI : Sustainable Forestry Initiative). Leur gestion doit être conforme aux standards de certification qui font office de normes. Cependant, les standards ne donnent pas forcément des indications très spécifiques sur la quantité de rémanents qu'il est possible d'exploiter sans mettre en péril la durabilité du système. Il s'agit de règles générales dont la réalisation est laissée à l'interprétation des gestionnaires et auditeurs (c'est le cas du standard FSC) (Evans *et al.*, 2013).

Les trois derniers types de documents ne sont pas des normes : ils sont disponibles en tant que guides dans le cadre d'un objectif de gestion durable (Benjamin *et al.*, 2010 ; Trammel *et al.*, 2012 ; Davis *et al.*, 2013).

Les guides développés par les Etats et les guides interrégionaux de la Forest Guild s'affichent comme non exhaustifs et reflètent une vision adaptative de la gestion face aux changements économiques et aux évolutions des résultats scientifiques :

- ils sont basés sur les connaissances scientifiques actuelles ;
- lorsque ces connaissances ne sont pas disponibles ou insuffisantes, la place est laissée aux retours d'expériences et aux dires d'experts ;
- ils sont souvent révisés par cycles afin d'assurer une mise à jour des informations. La fréquence des révisions n'est pas fixée de manière permanente et n'est pas précisée dans les documents, à l'exception du guide produit par la forest guild pour la région du Nord-Est, pour lequel une fréquence de révision de 3 ans a été proposée (Benjamin *et al.*, 2010) ;
- ils présentent des lignes directrices à adapter en fonction des objectifs de gestion et du contexte (Benjamin *et al.*, 2010 ; Davis *et al.*, 2013 ; Trammel *et al.*, 2012).

La décision des itinéraires et de la quantité de rémanents qui sera éventuellement exportée est entièrement laissée aux gestionnaires.

Ces documents ont été développés pour apporter un complément aux guides déjà existants produits par les Etats et aux BMPs, dans lesquels l'information est susceptible de manquer. En effet, les BMPs ont été produites dans le but de protéger les cours d'eau et n'abordent la question des rémanents qu'en relation

avec la protection de la qualité de l'eau. Par ailleurs, tous les états n'ont pas produit de guides et la précision des documents disponible est variable.

3.1.2. Le Canada

L'organisation des documents est semblable à celle décrite pour les Etats-Unis : la réglementation et les guides sont produits à l'échelle d'un Etat et non par le gouvernement fédéral (Waito et Johnson 2010 ; Evans *et al.*, 2013).

Les documents relatifs à la gestion des rémanents sont les suivants :

- les standards de certification : Forest Stewardship Council, FSC), Sustainable Forestry Initiative (SFI), Programme de reconnaissance des certifications forestières (PEFC), Canadian Standard Association (CSA) ;
- les réglementations et guides de bonnes pratiques développés par les services forestiers des Etats ; dont le nombre est variable selon la politique de bois énergie.

Environ 37 % de la surface forestière canadienne est certifiée et doit répondre aux exigences des standards en matière de récolte de biomasse. Comme évoqué dans le paragraphe précédent, ces exigences ne se traduisent généralement pas par des recommandations précises et leur application est laissée à l'interprétation de l'opérateur et des auditeurs.

Le développement de guides de bonnes pratiques spécifiques à la gestion des rémanents dépend de la politique spécifique de chaque état vis-à-vis de la récolte de bois énergie en forêt.

Certains Etats considèrent que la réglementation existante, les outils de gestion et de monitoring actuels sont suffisants pour englober la gestion des rémanents dans le contexte actuel. Dans ce cas, il n'y a pas de développement de guides spécifiques, bien que cela soit envisagé si la pression sur la ressource venait à augmenter (Waito et Johnson, 2010). Le thème de la gestion des rémanents (« résidues ») est alors englobé dans les guides qui traitent plus généralement de la protection des sols, de la biodiversité, des cours d'eau et des milieux aquatiques, etc.

La production de guides spécifiques à la gestion des rémanents n'est pas systématique et dépend de l'état considéré. Les documents collectés dans le cadre de cette étude concernent les états du Nouveau Brunswick, de Nova Scotia et de Colombie Britannique. Dans le cas du Nouveau Brunswick, le guide est un standard produit par le Département des ressources naturelles et apporte un cadre pour la gestion des rémanents, qui n'apparaît pas forcément dans les codes de bonnes pratiques existants (New Brunswick DNR 2008). Les documents produits dans les états de Colombie Britannique et de Nova Scotia procurent des recommandations générales à portée régionale (Simpson et Martin, 2008 ; Kabzems *et al.*, 2011).

Les organismes producteurs des guides sont des services publics, excepté dans le cas de l'état de Nova Scotia où l'organisme producteur est non gouvernemental.

Les recommandations sont basées sur des résultats scientifiques et il est précisé dans les guides qu'elles sont susceptibles de changer avec l'évolution des connaissances. Dans certains Etats, les règlements et les guides spécifiques sont révisés avec l'évolution du contexte de la filière et des nouvelles connaissances. Par exemple, l'état du Nouveau Brunswick a révisé son guide en 2012 après une première version en 2008 (Waito et Johnson, 2010).

3.2. Le cas d'Etats unitaires

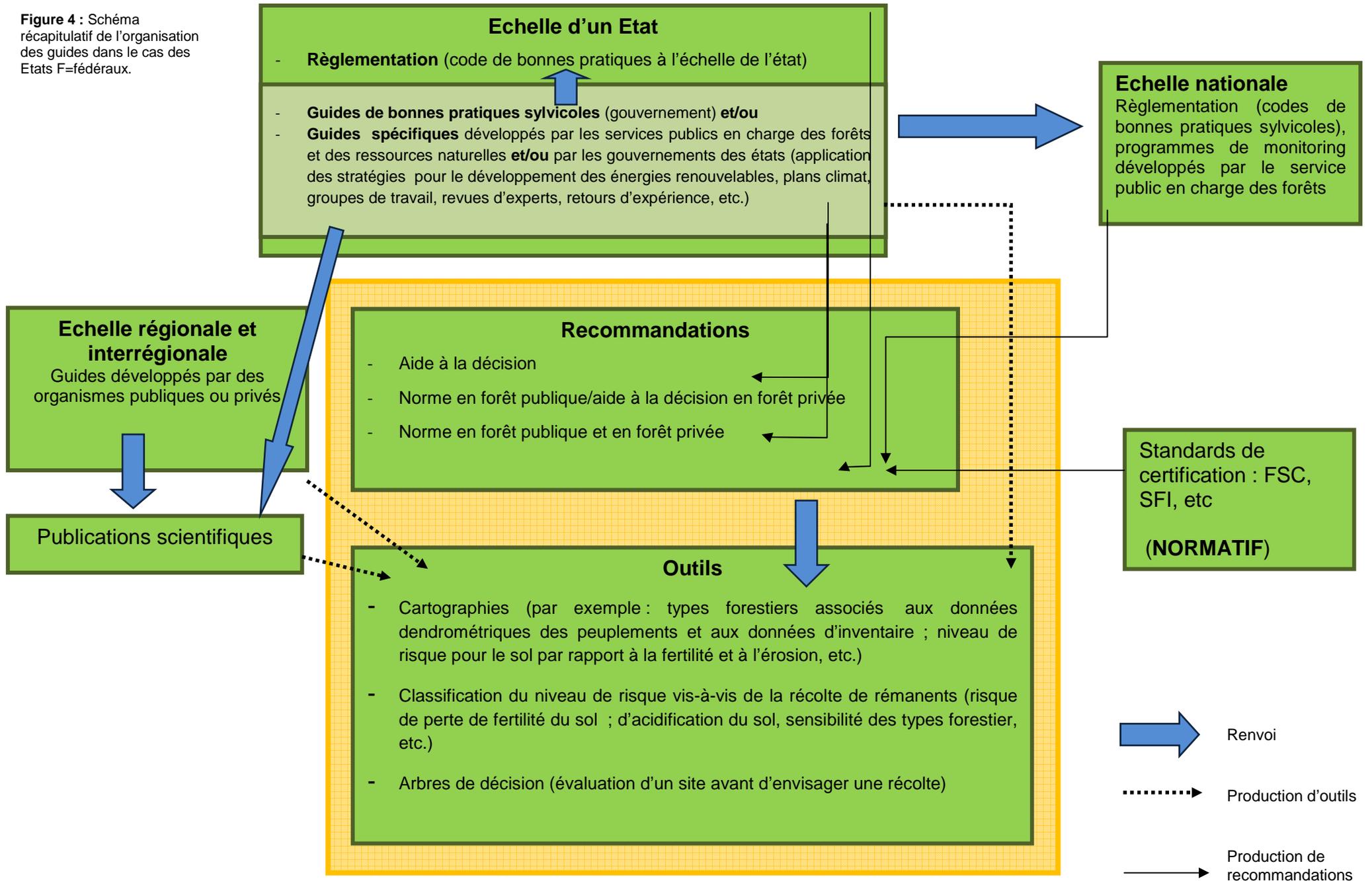
3.2.1. Le Royaume-Uni

Les guides spécifiques à la récolte des rémanents consultés ont été produits par la Forestry Commission, organisme gestionnaire des forêts publiques.

Selon les informations obtenues auprès de la Forestry Commission, dans le cas des forêts publiques, ces guides doivent être appliqués dans la gestion courante et ont une valeur normative. Dans le cas des forêts privées, leur application n'est pas obligatoire. Cependant des mesures incitatives sont en place pour l'encourager : les aides et subventions ne sont délivrées aux propriétaires forestiers que s'ils appliquent les directives des guides (la nature de ces aides n'a pas été précisée). Aussi, ces dernières sont largement appliquées.

Les guides consultés mettent l'accent sur l'importance de la détermination des caractéristiques précises du site avant d'envisager la récolte d'un compartiment : la topographie, la nature des premiers horizons du sol et les caractéristiques physico-chimiques du sol sont les principales variables considérées, mais d'autres thématiques sont également abordées, notamment la biodiversité, la qualité de l'eau, les zones sensibles etc. (Forest Research, 2009 ; Forestry Commission, 2009a ; Nisbet *et al.*, 1997 ; Moffat *et al.*, 2006).

Figure 4 : Schéma récapitulatif de l'organisation des guides dans le cas des Etats F=fédéraux.



L'objectif des documents est d'aider le gestionnaire à décider si la récolte d'un compartiment est appropriée sur sa parcelle en fonction des variables citées précédemment. Ils indiquent les connaissances scientifiques sur les impacts possibles des pratiques de récolte des compartiments sur les différentes thématiques abordées avec un accent particulier sur les thèmes relatifs au sol, et des outils dont le but est d'aider à déterminer si la parcelle peut supporter ou non une récolte.

3.2.2. L'Irlande

Il existe plusieurs types de documents à l'échelle nationale, qui encadrent plus ou moins directement la récolte des rémanents :

Les documents produits par le service forestier du ministère de l'agriculture en charge des forêts (Forest Service et Department of the Marine and Natural Resources 2000 ; Ireland Forest Service 2000a ; Ireland Forest Service 2000b ; Ireland Forest Service 2000c) :

- le code des bonnes pratiques sylvicoles,
- les guides opérationnels qui traitent de l'exploitation forestière en relation avec les différents services écosystémiques (environnement en général, qualité de l'eau, biodiversité, paysage...)

Ces documents se complètent les uns les autres et font le lien entre les politiques de gestion durable et les gestionnaires.

Les documents produits par l'organisme de recherche et développement COFORD, qui rassemblent les acteurs de la filière (communauté de recherche, propriétaires, opérateurs, gestionnaires, industriels, etc. (Kofman, 2006 ; Kofman et Kent, 2009) :

- des rapports d'expérimentation sur les techniques de récolte et de stockage des rémanents,
- des itinéraires sylvicoles de récolte pour différents stades de peuplements (première éclaircie, éclaircie tardive, récolte arbre entier).

Ces guides techniques procurent aux gestionnaires une aide à la décision, essentiellement pour choisir les itinéraires sylvicoles, l'équipement le mieux adapté et optimiser les coûts de production de la plaquette forestière. Il s'agit d'études de faisabilité technique et économique de méthode de récolte (arbre entier), ou d'études qui décrivent l'organisation des opérations sur la parcelle, le matériel à utiliser, etc.

3.2.3. La Nouvelle-Zélande

Seul un guide technique produit par l'EECA, agence gouvernementale de l'énergie, a pu être collecté. Il traite la question des pratiques sylvicoles associées à la récolte des résidus d'exploitation et de la quantité potentielle de bois récolté à des fins énergétiques. Les recommandations concernent le choix du matériel et des opérations afin d'optimiser les coûts de production (EECA Business 2010).

3.3. Mécanismes de production et sources d'information des documents

La plupart du temps, les guides sont produits par un ou deux organismes qui sont les services publics en charge des forêts et des organismes non gouvernementaux tels que des instituts de recherche et développement, des agences de l'énergie, etc.

En fonction des pays, les procédures qui mènent à la production des documents sont variables.

Quatre sources générales et mécanismes d'informations ont été identifiés :

- publications scientifiques, résultats scientifiques,
- consultations (parties prenantes, experts, public),
- dires d'experts,
- retours d'expérience.

Dans le premier cas, les revues citent des publications et/ou sont issues d'un organisme de recherche et/ou font référence dans leur contenu à des programmes de recherche achevés ou en cours, dans les trois autres cas, il est indiqué dans les revues que tout ou partie des résultats est basé sur un avis d'expert, une consultation et un retour d'expérience.

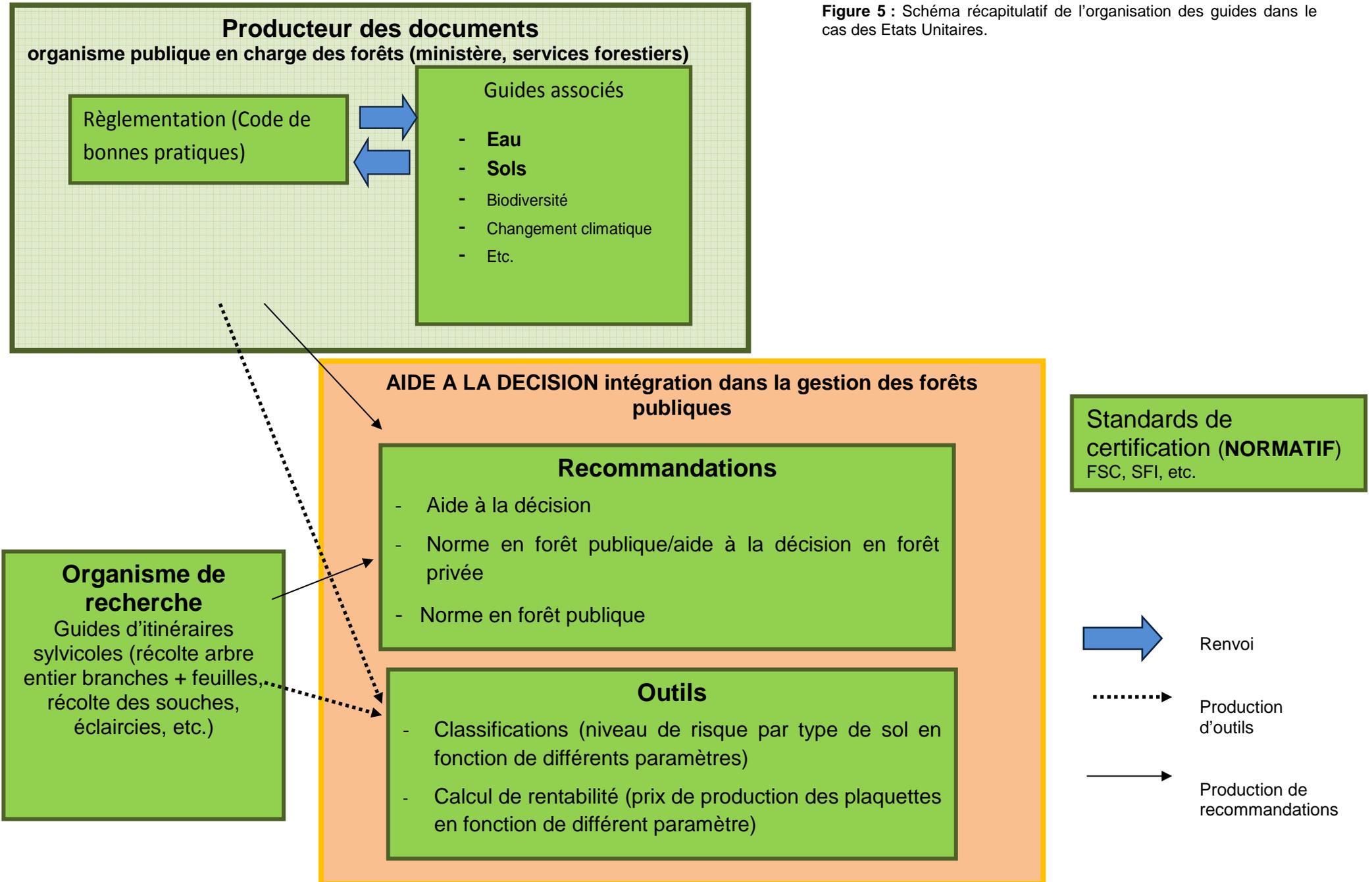


Figure 5 : Schéma récapitulatif de l'organisation des guides dans le cas des Etats Unitaires.

Les documents font tous référence à des résultats scientifiques, excepté les guides techniques néo-zélandais et Irlandais qui ne présentent que les aspects techniques de la récolte des rémanents.

La diversité et la multiplicité des sources varient ensuite selon le pays. Les standards de gestion forestière durable au Royaume-Uni et en Irlande ont fait l'objet d'une procédure de consultation qui a impliqué des discussions publiques, la sollicitation d'experts et la participation des parties prenantes de la filière. Ce processus apparaît également dans les guides produits par la Forest Guild aux Etats-Unis.

Il est difficile d'effectuer une description générale des sources et mécanismes de production pour le Canada, car cela varie en fonction des Etats : par exemple, l'Etat de la Nova Scotia a mis en place un comité rassemblant les parties prenantes gouvernementales, industrielles et environnementales, le Nouveau Brunswick a sollicité son département des ressources naturelles, etc. (Evans *et al.*, 2013).

4. Présentation générale des recommandations

4.1. Les attentes des parties prenantes

Lors de la réunion du 27 mars 2013, au cours de laquelle ont été exposées aux acteurs les avancées du travail d'acquisition et d'analyse des connaissances disponibles en route depuis mai 2012, les attentes des parties prenantes par rapport aux résultats du projet RESOBIO ont été exprimées.

Elles portaient notamment sur les points suivants :

- des recommandations opérationnelles, avec dans l'idéal, une réponse à la question : « *Quelle quantité de rémanents peut-on exporter sur la vie du peuplement sans remettre en question la durabilité du système ?* »
- des recommandations basées le plus possible sur des résultats scientifiques
- une prise en compte de la biodiversité malgré des connaissances scientifiques parfois non disponibles.

L'analyse des guides collectés a montré que les recommandations n'atteignent pas le niveau de précision attendu par les parties prenantes françaises. La grande majorité d'entre elles est de nature qualitative, et le peu de recommandations quantitatives relatives à la quantité de rémanents à laisser sur le site ont une portée géographique large (régionale, interrégionale et nationale) et représentent une aide à la décision.

Concernant le second point, les guides consultés répondent partiellement aux attentes des parties prenantes. Les connaissances scientifiques étant en développement sur le sujet, les recommandations se veulent générales et sont aussi issues de dires d'experts et de retours d'expérience (cf paragraphe précédent).

Concernant le dernier point, les guides répondent davantage aux attentes des parties prenantes. En effet, la biodiversité est prise en compte et fait l'objet de recommandations qualitatives, en particulier aux Etats-Unis où l'importance de la diversité de tailles et de stades de décomposition des compartiments est soulignée.

4.2. La précision des recommandations

De manière générale, selon le type de document considéré, le degré de précision des recommandations varie. Les intitulés de l'ensemble des documents analysés sont disponibles par thèmes au paragraphe 5.



Figure 4 : pourcentage de recommandations quantitatives relatives à la rétention des rémanents.

Tableau 1 : recommandations quantitatives relatives à la rétention des rémanents.

Pays	Référence	Recommandations
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council 2007	Laisser 20 % des rémanents sur place.
	Evans <i>et al.</i> , 2013	Laisser tous les débris grossiers existants avant la récolte. Laisser sur site et broyer les branches et cimes d'au moins 20 % des arbres récoltés.
	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	De manière générale, quand 1/3 de la surface terrière est prélevée sur un cycle de 15 ou 20 ans, laisser 1/4 à 1/3 des résidus d'exploitation, cimes et petits branchages.
	Davis <i>et al.</i> , 2013	Laisser au moins 30 % des débris fins sur pente ou la récolte est favorable.
		Laisser au moins 50 % des rémanents sur pente forte.
	Trammel <i>et al.</i> , 2012	Sur la plupart des sites, 1/3 des résidus d'exploitation devraient être laissés sur place.
	Pinchot institute, 2010	Dans le cas d'une récolte mécanisée ou d'arbre entier, il est recommandé de laisser sur la zone d'exploitation 1/3 ou 1/4 des houppiers des plus gros diamètres récoltés.
S'il y a récolte de l'arbre entier, s'assurer de retenir sur la zone de récolte environ 1/5 des cimes et des branches des gros diamètres récoltés.		
RU	Forest Research, 2009	Les derniers types de sol du spectre de la catégorie haut risque vis-à-vis de l'export de nutriment peuvent potentiellement supporter une récolte si plus de 80% des aiguilles sont laissées sur place. Laisser sécher les résidus 3 à 9 mois.
		Limiter l'exportation à la moitié ou un tiers des résidus de la parcelle.

4.3. Les documents relatifs à la gestion forestière durable

Dans les codes de bonnes pratiques sylvicoles, les réglementations et les guides qui traitent la gestion forestière durable dans son ensemble, les recommandations impliquant la gestion des rémanents sont très générales et sont englobées dans les thèmes généraux abordés. Le plus souvent, il s'agit de la qualité de l'eau et de la protection des sols.

Au Royaume-Uni, le standard United Kingdom Forestry Standard donne des recommandations en relation avec le risque d'acidification du sol et des cours d'eau et renvoie aux guides traitant de la qualité de l'eau et de la conservation des sols. Ces deux documents reprennent les recommandations du standard concernant les résidus de récolte, parmi d'autres recommandations axées sur la protection de la qualité de l'eau et du sol (Forestry Commission & Northern Ireland. Forest Service 2011 ; Forestry Commission 2011a ; Forestry Commission, 2011b)

En Irlande, de la même manière, le Code of Best Forest Practice donne des recommandations qui portent sur la qualité de l'eau et le tassement du sol et renvoie aux guides relatifs à l'environnement, au paysage, aux sites archéologiques, à la protection de la qualité de l'eau, à la biodiversité. Dans ces derniers guides, la question des résidus est parfois abordée au travers de thèmes généraux tels que les pratiques sylvicoles, la qualité de l'eau, la protection des sols, la biodiversité, le paysages, etc.

Aux Etats-Unis les BMPs ont été développées pour protéger les cours d'eau des effets néfastes potentiels de la sylviculture. Elles ne donnent pas d'indications spécifiques sur la quantité de rémanents par compartiment à maintenir. Les recommandations sont très globales et orientées vers le bon état des cours d'eau plus que sur la récolte des rémanents (Shepard, 2006).

Au Canada, les recommandations apparaissent plus spécifiques : par exemple, la réglementation de l'état d'Alberta contient des recommandations relatives à la gestion des rémanents et un standard de gestion des résidus forestiers (Alberta environment and sustainable resource development Forestry ; division Forest management branch, 2012). Dans le cas de l'état de la Colombie britannique, dans le Forest and Range Practices Act, qui couvre les pratiques de récolte de biomasse forestière, il est demandé aux gestionnaires de retenir au moins 1.6 compartiments par acre, avec des dimensions d'au moins 16 pieds de long et 12 pouces de diamètre sur la côte, et de 6,5 pieds de long et 3 pouces de diamètre à l'intérieur des terres (Evans *et al.*, 2013)

Tableau 2 : exemples de recommandations procurées par les codes de bonnes pratiques sylvicoles, les réglementations et les guides qui traitent la gestion forestière durable dans son ensemble

Pays	Thème	Recommandations
Canada (Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch 2012)	Qualité de l'eau	Empêcher les résidus d'exploitation et les débris d'être déversés dans les cours d'eau.
	Propriétés physiques et chimiques du sol	Une quantité raisonnable de débris doit être retenue sur place afin de participer à l'accumulation naturelle du sol forestier.
RU (Great Britain. Forestry Commission et Northern Ireland. Forest Service 2011)	Propriétés physiques et chimiques du sol, qualité de l'eau	Sur les sols classés à haut risque en regard de l'acidification des sols et de l'eau, éviter les taillis à courte rotation et la récolte arbre entier, des résidus de récolte de des souches.

4.4. Les documents spécifiques à la gestion des rémanents

La plupart des guides spécifiques à la récolte des rémanents restent qualitatifs dans leurs recommandations. Au Royaume-Uni, les guides procurent une classification du niveau de risque en fonction du type de sol, vis-à-vis de la perte de fertilité ou du tassement. Les recommandations dépendent du niveau de risque.

Au Canada, dans l'Etat du Nouveau Brunswick, le standard renvoie à un modèle d'évaluation des sites qui permet de décider en fonction des impacts possibles sur la fertilité du sol et de la croissance du peuplement suivant si la récolte est possible ou non).

Tableau 3 : Exemples de recommandations basées sur une évaluation

Pays	Recommandatio
RU (Forestry Cion 2009b)	Dans le cas de sols à haut risque par rapport à l'export de nutriments, laisser sécher les compartiments 3 à 9 mois pour permettre la rétention du feuillage
Canada (New Brunswick DNR 2008)	L'éligibilité du peuplement pour la récolte de biomasse doit être évaluée (simulations avec un modèle approuvé, vérifications sur site pour valider les informations du modèle). Le site est propre à la récolte si les simulations ne prédisent pas de réduction de croissance du peuplement suivant (la récolte engendre des pertes minimales de nutriments)

En Irlande et en Nouvelle-Zélande, les documents spécifiques au sujet des rémanents sont des guides techniques et couvrent les aspects techniques de la récolte. Les informations données sont essentiellement des faits relatifs à la quantité de biomasse qu'il est possible d'extraire, aux performances et à la rentabilité des opérations en fonction du stade du peuplement et des machines utilisées. Dans le guide Irlandais de la technique de la récolte arbre entier, on trouve parmi ces considérations techniques une recommandation relative à la fertilité du sol (Tableau 4).

Tableau 4 : exemples de recommandations contenues dans les guides techniques Irlandais et Néo-Zélandais

Pays	Recommandations
Irlande (Kofman et Kent 2009)	Lors d'une récolte arbre entier au stade de première éclaircie, faire sécher les tiges près des souches assure la chute du feuillage qui contient la majeure partie des nutriments. Cela permet de maintenir la fertilité du sol forestier.
Nouvelle-Zélande (EECA Business 2010)	La décision de récolte des résidus d'exploitation devrait se baser sur le type de plantation et les méthodes de récolte.

Quelques recommandations quantitatives existent, essentiellement dans les documents des Etats-Unis (tableau 5). Les guides développés par les Etats comportent des recommandations sur la quantité minimum de rémanents à laisser pour éviter une perte de fertilité du sol. La précision des recommandations varie d'un Etat à l'autre. Ce type de recommandations est également disponible dans les guides de la Forest Guild. Ces guides interrégionaux abordent la question des rémanents forestiers en relation avec des sujets multiples : fertilité et productivité du sol, biodiversité, qualité de l'eau, protection des zones sensibles et stockage du carbone.

Pour chaque thématique, des renvois à des sources scientifiques et des éléments bibliographiques sont intégrés afin de donner au lecteur le maximum d'informations pour alimenter ses réflexions et l'aider à orienter ses choix (guides développés par les états, publications scientifiques, outils en ligne). Elles sont

basées sur les résultats scientifiques disponibles mais aussi sur des dires d'experts. Il s'agit de mesures de précaution à adapter au fur et à mesure que les connaissances scientifiques et les retours d'expérience évoluent.

Au Royaume-Uni, les recommandations quantitatives portent souvent sur le nombre de mois de séchage préconisé.

Tableau 5 : exemples de recommandations contenant des informations quantitatives

Pays	Recommandations
Etats-Unis <i>Evans et al., 2013</i>	Laisser tous les débris grossiers existants avant la récolte, laisser sur site et broyer les branches et cimes d'au moins 20 % des arbres récoltés.
Etats-Unis <i>Benjamin et al., 2010</i>	En général, lorsque 1/3 de la surface terrière est récoltée sur un cycle de 15 à 20 ans, conserver 1/4 à 1/3 des résidus de récolte, cimes, et branches sur le site.
RU <i>Nisbet et al., 1997</i>	Laisser sécher les rémanents pendant 3 à 6 mois

5. Analyse thématique : fertilité, biodiversité et autres thèmes abordés

5.1. La fertilité

La fertilité est l'un des thèmes majeurs des recommandations des guides spécifiques à la question des rémanents. Les recommandations concernent principalement :

- **le classement des sites en fonction du niveau de risque** : au Royaume-Uni, les recommandations sont faites en fonction d'une classification du niveau de risque vis-à-vis de la perte de nutriments : les différents types de sol sont classés en risque fort, moyen et faible. Aux Etats Unis, il est recommandé de moduler la récolte en fonction de l'intensité de récolte, de la richesse du sol en nutriments et de la quantité déjà existante de débris.
- **le maintien en place de rémanents** : c'est la principale recommandation principale vis-à-vis de la fertilité du sol. En fonction des classifications décrites précédemment, des types forestiers visés par les guides, des caractéristiques topographiques, les consignes sont de retenir un ou plusieurs compartiments sur le site. Elles concernent :
 - le compartiment feuillage : les recommandations incitent à laisser le feuillage qui contient la majorité des nutriments des compartiments récoltés afin de préserver la fertilité du sol, les indications plus précises portent sur le nombre de mois et/ou la période de séchage.
 - les autres compartiments : les recommandations d'ordre général concernent le maintien d'une certaine quantité de rémanents. Selon le degré de précision, les recommandations vont demander de retenir un pourcentage de rémanents en fonction de différents paramètres : la pente, le type de sol, le niveau de risque indiqué dans les classifications, la surface terrière prélevée. Elles peuvent aller jusqu'à éviter toute récolte de rémanents.

Dans le cadre du maintien de la fertilité des sols, il est parfois recommandé de procéder à une restitution (amendement, fertilisation) suite à une récolte de rémanents. Cependant, ce type de recommandation n'a été trouvé que ponctuellement dans un des guides du RU : « Eviter la récolte dans le cas des sols à haut risque, si une récolte est effectuée, effectuer des traitements de remédiation (application de calcaire ou de cendres) » (Forest Research, 2009).

Tableau 6 : exemples de recommandations portant sur la fertilité du sol

Pays	Recommandations
Etats-Unis Benjamin <i>et al.</i> , 2010	Quand l'intensité de la récolte augmente une quantité plus importante de résidus d'exploitation, de cimes et branches doit être laissée sur le site.
Etats-Unis Davis <i>et al.</i> , 2013	Laisser au moins 30 % des débris fins sur pente ou la récolte est favorable
RU Nisbet <i>et al.</i> , 1997	Laisser sécher les rémanents pendant 3 à 6 mois
RU Forest Research 2009	Pour les sols classés dans la catégorie risque moyen, laisser la majorité des aiguilles sur le sol afin de retenir une partie des nutriments.
Canada New Brunswick DNR 2008	Dans le cas d'une récolte arbre entier, les résidus de récolte doivent être laissés sur place.
	Le feuillage devrait rester sur site après une récolte de biomasse, les saisons sont à considérer dans la planification de la récolte
Irlande Kofman et Kent 2009	Lors d'une récolte arbre entier, faire sécher les arbres sur place après récolte près des souches pour permettre aux aiguilles et feuilles de tomber et limiter ainsi l'export de nutriments et préserver la fertilité du sol
Nouvelle Zélande EECA Business 2010	Il est recommandé de laisser les résidus de récolte sécher un certain nombre de mois avant de les exporter, ce qui permet une perte d'humidité et la chute des aiguilles

5.2. La biodiversité

Ce thème (Tableau 7) est traité dans les guides de bonnes pratiques qui abordent la gestion durable dans son ensemble ou plus spécifiquement la biodiversité, et dans certains guides spécifiques à la gestion des rémanents. Dans les deux premiers cas, la question de la gestion des rémanents, apparaît ponctuellement dans celle plus globale de la préservation de la biodiversité, dans le dernier cas, la question des impacts possibles de la récolte des rémanents sur la biodiversité est abordée et les documents procurent des recommandations pour préserver la biodiversité dans le cadre d'une récolte. Il apparaît comme le thème le plus important après les caractéristiques du sol et les pratiques de gestion.

La principale notion traitée est celle de l'habitat. Les débris de taille et de degré de décomposition divers présents sur le sol forestier forment des habitats pour une biodiversité originale. Par conséquent, les risques liés à une récolte de rémanents sont la dégradation et/ou la destruction de l'habitat formé par les débris déjà présents au sol à cause du passage des machines, et la disparition de l'habitat potentiel formé par les débris créés lors de l'exploitation qui sont prélevés. En vue de préserver la biodiversité, il est recommandé dans le cadre d'une récolte de rémanents de laisser une partie des compartiments au sol afin de maintenir au maximum la présence et la diversité des débris (Benjamin *et al.*, 2010; Trammel *et al.*, 2012; Minnesota Forest Resources Council, 2007; Simpson et Martin, 2008; Ireland Forest Service, 2000c), ou de ménager des zones où la récolte n'a pas lieu (Nisbet *et al.*, 1997). L'aspect des schémas structurels des débris présent au sol est abordée dans les guides canadiens, dans lesquels il est préconisé de répartir les débris sur la zone d'exploitation en suivant lorsque c'est possible les schémas naturels (Simpson et Martin, 2008).

Tableau 7 : exemples de recommandations portant sur la biodiversité

Pays	Recommandations
RU Nisbet <i>et al.</i> , 1997	ménager des zones de protection et de conservation ou il n'y a pas d'exportations
Etats-Unis Benjamin <i>et al.</i> , 2010	Retenir des compartiments de bois au sol de nature et de dimensions diverses.
Canada Simpson et Martin, 2008	Laisser des arbres morts sur pied et les portions de tige et branches sans valeur marchande dispersés sur la partie la plus large possible de la zone exploitée. Essayer de suivre les schémas naturels.
Irlande Ireland Forest Service 2000c	Du bois mort devrait être laissé sur place après l'éclaircie et la récolte, sous la forme d'arbres morts sur pied ou de tronc tombés, ou de buche délibérément laissées sur le sol forestier.

5.3. Les autres thèmes abordés

Les autres thèmes principaux qui apparaissent dans les documents sont la qualité de l'eau et les propriétés physiques et chimiques du sol (tassement, érosion, acidification, etc.). Ils peuvent être abordés dans les guides généraux qui couvrent la gestion durable dans son ensemble, et dans les guides spécifiques à la protection de la qualité de l'eau et au maintien des propriétés du sol.

Les recommandations relatives à la qualité de l'eau portent sur la nécessité d'empêcher l'accumulation des rémanents dans les cours d'eau et les zones humides, celles relatives aux propriétés physiques et chimiques du sol conseillent entre autres la mise en place de tapis de rémanents pour protéger le sol du passage des machines, la mise en œuvre de techniques de récolte à faible impact, l'absence de récolte sur les sols sensibles (acidification, tassement) (tableau 8).

Tableau 8 : exemple de recommandations portant sur les propriétés physiques et chimiques du sol et la qualité de l'eau.

Pays	Recommandations
Canada Alberta environment and sustainable resource devel. Forestry div. Forest management branch, 2012	Empêcher les résidus d'exploitation et les débris d'être déversés dans les cours d'eau
Irlande Ireland Forest Service, 2000c	Eviter l'accumulation de résidus d'exploitation, buches et débris dans les cours d'eau et les zones humides.
RU Great Britain. Forestry Commission et Northern Ireland. Forest Service, 2011	Sur les sites classés à haut risque d'augmentation de l'acidification des sols et de l'eau, éviter les peuplements à courte durée de révolution, les taillis à courte rotation, et la récolte de l'arbre entier, des résidus forestiers et des souches.
RU Forestry Commission, 2009a	Laisser un tapis de rémanents lors des opérations de dessouchage
Etats-Unis Davis <i>et al.</i> , 2013	Utiliser des techniques de récolte à faible impact
Canada New Brunswick DNR, 2008	Les techniques de récolte doivent être conçues pour limiter les perturbations du sol (compaction, orniérage, érosion)
RU Great Britain. Forestry Commission, 2011a	Sur les sols classés en haut risque (dommages physique, perte de fertilité et acidification, éviter la récolte des souches, la récolte arbre entier et l'exportation des résidus de récolte.

Les autres thèmes abordés en relation avec la gestion des rémanents apparaissent dans les guides spécifiques à la gestion des rémanents. Un des sujets redondants correspond à la récolte dans les zones sensibles (zones humides, zones de conservation). Les autres sujets sont divers : paysage, qualité des plaquettes, etc.) (tableau 9).

Dans le guide néo-zélandais, seul l'aspect technique de la récolte est abordé. La question des impacts possibles sur les services écosystémiques n'apparaît pas.

Tableau 9 : exemples de recommandations portant sur les thèmes autres que le sol, la biodiversité et la qualité de l'eau

Pays	Thème	Recommandations
RU Nisbet, Dutch, et Moffat 1997	Paysage	Eviter le stockage sur des sites où l'enjeu paysager est important
Etats-Unis Minnesota Forest Resources Council 2007	Zones sensibles	Eviter la récolte dans les zones où sont présentes des espèces rares et menacées (liste)
RU Forestry Cion 2009a	Zones sensibles	Définir des zones tampon autour des sites sensibles
Nouvelle-Zélande EECA Business 2010	Coûts	Afin de rentabiliser l'opération de récolte, considérer la taille des compartiments récoltés pour chaque site donné et développer une stratégie qui permettent d'optimiser les coûts d'utilisation des machines.
Irlande Kofman 2006	Qualité plaquettes	Effectuer le broyage des bois récoltés en automne (taux d'humidité réduit)
Canada Alberta environment and sustainable resource develop Forestry division Forest management branch 2012	Défense contre l'incendie	Les résidus d'exploitation doivent être en priorité redistribués sur la zone ou éliminés de manière à minimiser les risques de départ et d'extension d'incendie.

6. Relevé détaillé des recommandations par thématique

6.1. Classement des données

Le tableau 10 contient l'ensemble des recommandations trouvées dans les guides anglophones. Elles ont été classées par thèmes généraux :

- biodiversité
- pratiques sylvicoles
- propriétés physiques et chimiques du sol
- qualité de l'eau
- zones sensibles
- bilan économique
- divers

Chaque recommandation est accompagnée d'un mot clef général et d'un mot clef plus précis destinés à renseigner le lecteur sur son contenu. La formulation des recommandations correspond à une traduction de l'énoncé des guides.

6.2. Résultats

Le tableau est à relier aux analyses des paragraphes précédents et permet d'étendre à l'ensemble de l'information collectée et analysée les exemples cités lors des analyses relatives à la nature quantitative ou qualitative des recommandations, à la nature générale et/ou spécifique des guides, aux sujets de la fertilité, de la biodiversité et des autres thèmes abordés.

Le thème le plus traité par les guides analysés correspond aux propriétés physiques et chimiques du sol, qui fait l'objet de la majorité des recommandations issues de ce tableau. Les deux autres thèmes les plus abordés sont les pratiques sylvicoles et la qualité de l'eau (fig. 6).

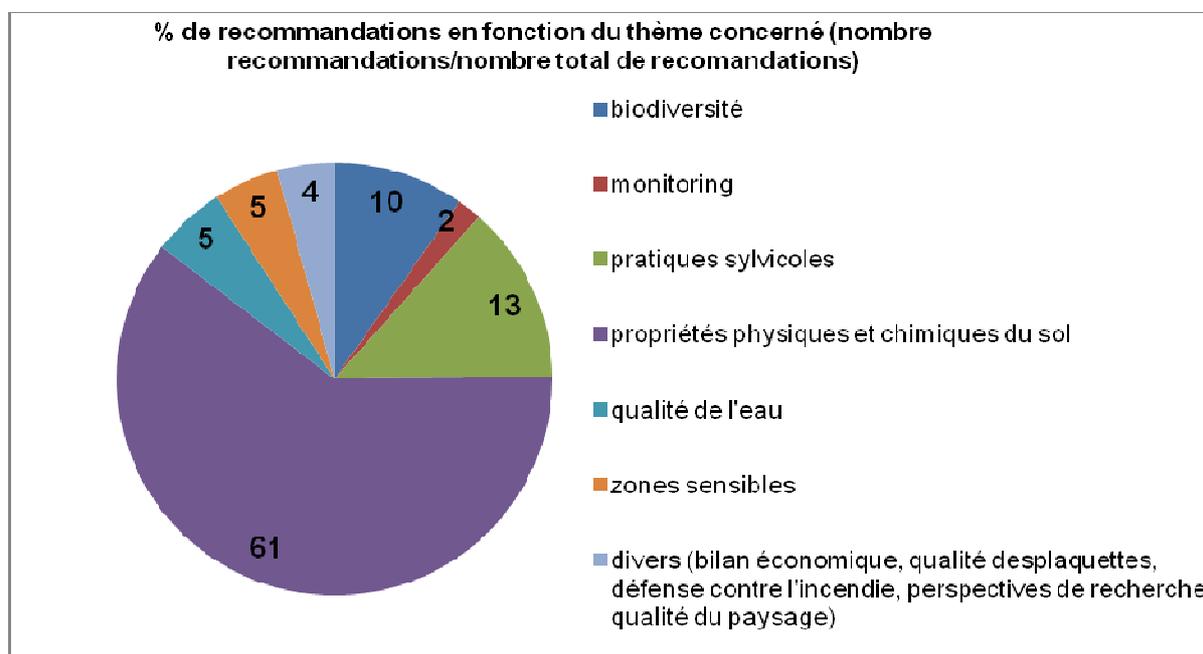


Figure 6 : proportion des différents thèmes traités dans les recommandations (nombre de recommandations pour un thème/nombre total de recommandations)

L'interprétation de ces résultats peut aboutir à la conclusion que l'enjeu le plus important dans les recommandations procurées à l'étranger en relation avec la gestion des rémanents forestiers porte sur les propriétés du sol. Cependant, le lien entre l'importance des enjeux pour les différents thèmes traités et les données du tableau doit être abordé avec prudence, vu la faible proportion d'information analysée. Les résultats ne représentent qu'une petite partie des recommandations existantes et les valeurs issues de cette analyse peuvent ne pas être représentatives de l'ensemble des recommandations existantes.

Tableau 10 : Relevé détaillé des recommandations par thématique

Pays	Référence	Précision Mot clef		Recommandations/Monitoring
				
Biodiversité				
Etats-Unis	Benjamin 2010	destruction des compartiments	habitat	Éviter d'abimer les débris ligneux déjà présents au sol. S'il n'y a pas, envisager de laisser des débris fraîchement coupés dispersés sur la zone d'exploitation.
Etats-Unis	Pinchot institute 2010	destruction des compartiments	habitat	Dans la mesure du possible, préserver les débris ligneux grossiers préexistants et éviter leur dégradation par les opérations sylvicoles, excepté pour raisons sanitaires.
Etats-Unis	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	diversité et répartition des compartiments	diversité des compartiments	Retenir des compartiments de bois au sol de nature et de dimensions diverses.
Etats-Unis	Trammel <i>et al.</i> , 2012			
Etats-Unis	Benjamin, 2010	diversité et répartition des compartiments	diversité des compartiments	Varié la quantité de débris fins et grossiers sur la zone d'exploitation.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	diversité et répartition des compartiments	diversité des compartiments	Afin de préserver la biodiversité, retenir le plus possible de débris ligneux grossiers préexistants de tous les diamètres et stades de décomposition possibles, éviter leur destruction par le passage des machines, excepté lorsque des raisons sanitaires, de sécurité ou de faisabilité rendent cela impossible.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	éviter la récolte	zones de conservation	Ménager des zones de protection et de conservation où il n'y a pas de récolte des rémanents.
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	éviter la récolte	habitat	Ne pas récolter les compartiments qui sont occupés par la faune.
RU	Forestry Commission, 2009a	rétenion	rétenion des souches	Laisser les souches en état de décomposition
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	rétenion	rétenion des rémanents	Laisser au maximum des compartiments sur le sol
Etats-Unis	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	rétenion	rétenion des rémanents	Laisser et protéger la litière, le sol forestier, les racines, les souches et des compartiments de bois divers sur le sol.
Canada	Simpson et Martin, 2008	rétenion	rétenion des rémanents	Laisser des arbres morts et autant de débris grossiers que possible sur la zone exploitée.
Canada	Simpson et Martin, 2008	rétenion	rétenion des rémanents	Laisser des arbres morts sur pied et les portions de tige et branches sans valeur marchande dispersés sur la partie la plus large possible de la zone exploitée. Essayer de suivre les schémas naturels.
Canada	Simpson et Martin, 2008	rétenion	rétenion des rémanents	Les opérateurs doivent assurer une quantité de débris de différente taille similaire aux schémas naturels, sur une zone la plus large possible.
Irlande	Ireland Forest Service, 2000c	rétenion	rétenion des rémanents	Du bois mort devrait être laissé sur place après l'éclaircie et la récolte, sous la forme d'arbres morts sur pied, de troncs tombés, ou de buches délibérément laissées sur le sol forestier.
Etats-Unis	Benjamin, 2010	rétenion	rétenion des	Laisser autant de bois mort sur place possible.

			rémanents	
Pratiques sylvicoles				
Canada	New Brunswick DNR, 2008	évaluation	évaluation du peuplement	L'éligibilité du peuplement pour la récolte de biomasse doit être évaluée (simulations avec un modèle approuvé, vérifications sur site pour valider les informations du modèle). Le site est propre à la récolte si les simulations ne prédisent pas de réduction sur la croissance du peuplement suivant (ie: la récolte engendre des pertes minimales de nutriments).
Canada	New Brunswick DNR, 2008	évaluation	évaluation de terrain	Des vérifications de terrain doivent être faites pour compléter et confirmer les résultats du modèle.
Canada	New Brunswick DNR, 2008	évaluation	évaluation des impacts	L'évaluation des impacts de la récolte doivent être faits sur une période de 80 ans ce qui correspond à la durée de vie moyenne d'un peuplement.
Nouvelle Zélande	EECA Business, 2010	évaluation	évaluation méthode de récolte et peuplement	Lors de la décision de récolter les rémanents ou non, le type de plantation et les méthodes de récolte doivent être pris en compte.
RU	Forestry Commission, 2009a	éviter la récolte	impacts négatifs de la récolte	Généralement éviter la pratique sauf si il y a un risque sanitaire
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	éviter la récolte	protection de la régénération	Ne pas mettre en route une récolte sur un site où la régénération est en route.
Etats-Unis	Davis <i>et al.</i> , 2013	éviter la récolte	impact des opérations d'exploitation	Eviter la récolte en deux temps et coupler au maximum la récolte de biomasse avec les autres opérations sylvicoles.
Canada	New Brunswick DNR, 2008	éviter la récolte	impact des opérations d'exploitation	Dans le cas où les pratiques de récolte ne sont pas adaptées à la récolte de biomasse, laisser la matière au sol autour des souches.
Canada	New Brunswick DNR, 2008	éviter la récolte	impact négatifs de la récolte	Eviter la récolte de l'arbre entier.
RU	Forestry Commission et Northern Ireland. Forest Service, 2011	incinération	impacts négatifs de l'incinération	Eviter de brûler les résidus de récolte à moins qu'il ne soit démontré que cela est nécessaire, que tous les impacts ont été envisagés et que toutes les autorisations requises ont été obtenues.
RU	Forestry Commission, 2011a			
RU	.Forestry Commission, 2011b			
Canada	Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch, 2012	transparence	description des opérations de gestion	La gestion des débris ligneux doit si cela est applicable être cartographiée et décrite.
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council 2007	pratiques de gestion	pratiques faible impact	Les routes et zones de stockage ne doivent pas dépasser plus de 1 à 3 % du site.
Etats-Unis	Davis <i>et al.</i> , 2013	pratiques de gestion	pratiques faible impact	Utiliser des techniques de récolte à faible impact.
Etats-Unis	Trammel <i>et al.</i> , 2012	pratiques de gestion	pratiques faible impact	Intégrer la récolte de biomasse aux autres opérations sylvicoles.
Etats-Unis	Benjamin, 2010	pratiques de gestion	pratiques faible impact	Intégrer la récolte de biomasse aux autres opérations sylvicoles quand cela est possible.
Canada	Kabzems <i>et al.</i> , 2011	rétenion	rétenion des rémanents	S'assurer que les opérations de récolte de biomasse n'entraînent que l'exportation de la biomasse définie

				dans le plan de récolte et n'a pas pour conséquence quantité de matière organique dans le sol qui est inférieure à celle recommandée dans les guides et les lois relatives à la rétention des débris grossiers.
Irlande	Ireland Forest Service, 2000a	rétention	rétention des rémanents	Du bois mort doit être laissé sur place après les éclaircies et les récoltes finales afin de préserver la productivité du peuplement et la santé de la forêt.
RU	Forestry Commission, 2009a	gestion durable	suivi des recommandations de gestion durable	Suivre les pratiques de gestion durable.
Etats-Unis	Benjamin, 2010	gestion durable	suivi des recommandations de gestion durable	Suivre les réglementations existantes et les bonnes pratiques liées à la qualité de l'eau.
Propriétés physiques et chimiques du sol				
RU	Forestry Commission et Northern Ireland. Forest Service, 2011	acidification	acidification du sol et de l'eau	Sur les sites classés à haut risque d'augmentation de l'acidification des sols et de l'eau, éviter les peuplements à courte durée de révolution, les taillis à courte rotation, et la récolte de l'arbre entier, des résidus forestiers et des souches.
RU	Great Britain. Forestry Commission, 2011b	acidification	acidification du sol	Restreindre la récolte arbre entier et l'export des résidus de récolte sur les sols sensibles à l'acidification.
Etats-Unis	Trammel <i>et al.</i> , 2012	caractéristiques de la récolte	période de récolte	Si cela est possible, effectuer la récolte en hiver pour réduire les pertes de nutriments.
RU	Forest Research, 2009	dommages chimiques	acidification, fertilité du sol	Eviter l'export des résidus de récolte sur les zones acides potentiellement sensibles telles que définies par les charges critiques des eaux douces) et sur tous les sols pauvres en nutriments (où la fertilité est considérée comme un facteur limitant possible sur la croissance des arbres).
RU	Forest Research, 2009	dommages physiques et chimiques	tassement et fertilité du sol	Varié le schéma de récolte sur deux rotations consécutives.
RU	Forestry Commission, 2011a	dommages physiques et chimiques	tassement, acidification, perte de fertilité du sol	Sur les sols classés en haut risque (dommages physique, perte de fertilité et acidification, éviter la récolte des souches, la récolte arbre entier et l'exportation des résidus de récolte.
RU	Forestry Commission, 2011b			
Etats-Unis	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	diversité et répartition des compartiments	répartition des compartiments	Laisser les rémanents répartis sur le site d'exploitation.
Etats-Unis	Trammel <i>et al.</i> , 2012	diversité et répartition des compartiments	répartition des compartiments	Idéalement; les résidus d'exploitation devraient être plus ou moins répartis sur le site.
Canada	Kabzems <i>et al.</i> , 2011	diversité et répartition des compartiments	répartition des compartiments	Enlever ou redistribuer les fortes accumulations de débris ligneux afin que la surface du mulch soit inférieure à 8cm d'épaisseur afin de faciliter la régénération.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	diversité et répartition des compartiments	répartition des compartiments	Laisser les cimes et branches dispersées sur la zone d'exploitation (retenir la cime et les branches de 1/3 ou 4 des plus gros arbres récoltés.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	évaluation	évaluation du sol	Evaluer des caractéristiques du sol avant la récolte.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	évaluation	évaluation du sol	Evaluer la sensibilité du sol avant la récolte.
Etats-Unis	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	évaluation	évaluation du sol	Identifier les sols sensibles sur lesquels la récolte peut entraîner une perte de fertilité.
Etats-Unis	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	évaluation	évaluation faisabilité de la récolte	3 facteurs principaux influencent le pourcentage de cimes et branches qui devraient rester sur le site: le

				nombre d'arbres non prélevés, la durée qui sépare deux récoltes, les nutriments disponibles dans le sol.
Etats-Unis	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	évaluation	évaluation intensité de la récolte	Quand l'intensité de la récolte augmente une quantité plus importante de résidus d'exploitation, de cimes et branches doit être laissée sur le site.
Etats-Unis	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	évaluation	évaluation intensité de la récolte	Quand l'intensité de la récolte est faible une quantité moins importante de résidus d'exploitation, de cimes et branches doit être laissée sur place.
Etats-Unis	Trammel <i>et al.</i> , 2012	évaluation	évaluation du sol	Evaluer l'état des sols des forêts avant d'envisager une récolte.
Canada	Kabzems <i>et al.</i> , 2011	évaluation	évaluation du site	Les sites en climat froid avec des sols à texture fine avec une réserve en eau forte présentent plus de risques face à l'accumulation des débris ligneux que le sont les sols bien drainés, à texture grossière dans les environnements plus chauds.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	évaluation	évaluation du sol	Si la récolte a lieu sur des sols riches en nutriments et qu'un pourcentage relativement faible de la surface terrière du peuplement est récoltée, il est possible d'exporter une plus grande quantité de débris fins, vu que les arbres restants continueront à alimenter le sol en nutriments.
RU	Forestry Commission, 2009a	éviter la récolte	pentcs fortes	Ne pas récolter sur les pentes supérieures à 20°.
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	éviter la récolte	sols sensibles	Eviter la récolte sur sols organiques ombrotrophes de profondeur supérieure à 24 pouces
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	éviter la récolte	sols sensibles	Eviter la récolte sur sols peu profonds (8 pouces et inférieur) et sol rocheux.
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	éviter la récolte	sols sensibles	Eviter la récolte sur sols érodés.
Etats-Unis	Trammel <i>et al.</i> , 2012	éviter la récolte	érosion	Dans les cas d'érosion accélérée, laisser les rémanents sur le site.
RU	Forest Research, 2009	éviter la récolte	sols sensibles	Eviter la récolte dans le cas des sols à haut risque, si une récolte est effectuée, effectuer des traitements de remédiation (application de calcaire ou de cendres).
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	éviter la récolte	sols sensibles	L'exportation des débris fins devrait être évitée sur les sols peu fertiles, les sols superficiels à substrat rocheux, les sols sableux, les sols peu drainés et les sols sensibles à l'érosion.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	éviter la récolte	sols sensibles	Eviter la récolte de rémanents sur les sols peu profonds (20 pieds ou moins), ne récolter que le tronc dans la mesure du possible.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	monitoring	dommages physiques au sol	Faire un suivi des dégâts physiques au sol dus à la récolte.
RU	Forestry Commission, 2009a	monitoring	érosion	Si récolte par temps pluvieux, monitoring.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997			
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	pratiques de gestion	gestion adaptative	Stopper les opérations si des dégâts sont observés.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	pratiques de gestion	gestion adaptative	Changer de pratiques sylvicoles si celles utilisées causent des dommages physiques au sol.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	remédiation	réparation des	Mettre en œuvre des actions de remédiation si des

RU	Forestry Commission, 2009a		dommages	dommages sont observés.
RU	Forest Research, 2009	remédiation	compensation des impacts négatifs	Il est possible de récolter sur les sols classés haut risque si des traitements de remédiation sont effectués.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	rétenion	rétenion du feuillage	Laisser sécher les rémanents pendant 3 à 6 mois.
RU	Forestry Commission, 2009a	rétenion	rétenion du sol	Minimiser l'export de sol lors de la récolte.
RU	Forestry Commission, 2009a	rétenion	rétenion des souches	Ne pas dessoucher sur les sites ou les rémanents sont exportés (avec ou sans export des feuilles).
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	rétenion	rétenion du sol, dessouchage	Ne pas exporter le sol forestier et/ou les racines.
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	rétenion	rétenion des souches	Laisser les souches.
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	rétenion	rétenion des rémanents	Laisser 20 % des rémanents sur place.
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	rétenion	rétenion des rémanents	Eviter la récolte de débris fins issus de chutes accidentelles de branches.
Etats-Unis	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	rétenion	rétenion des rémanents	De manière générale, quand 1/3 de la surface terrière est prélevée sur un cycle de 15 ou 20 ans, laisser 1/4 à 1/3 des résidus d'exploitation, cimes et petits branchages.
Etats-Unis	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	rétenion	rétenion du feuillage	Minimiser l'exportation des aiguilles et/ou des feuilles en récoltant en hiver, en laissant les menus bois, ou en laissant sécher les bois sur site pour permettre la chute des aiguilles.
Etats-Unis	Davis <i>et al.</i> , 2013	rétenion	rétenion des rémanents	Laisser au moins 30 % des débris fins sur pente ou la récolte est favorable.
Etats-Unis	Davis <i>et al.</i> , 2013	rétenion	rétenion des rémanents	Laisser au moins 50 % des rémanents sur pente forte.
Etats-Unis	Davis <i>et al.</i> , 2013	rétenion	rétenion du feuillage	Laisser sécher les compartiments sur place avant de les rassembler pour les débarder afin que le feuillage et les branches fines tombent et soient répartis sur la parcelle.
Etats-Unis	Trammel <i>et al.</i> , 2012	rétenion	rétenion des rémanents	Sur la plupart des sites, 1/3 des résidus d'exploitation devraient être laissés sur place.
RU	Forest Research, 2009	rétenion	rétenion du feuillage	Les derniers types de sol du spectre de la catégorie haut risque vis-à-vis de l'export de nutriment peuvent potentiellement supporter une récolte si plus de 80 % des aiguilles sont laissées sur place. Laisser sécher les résidus 3 à 9 mois.
RU	Forest Research, 2009	rétenion	rétenion du feuillage	Pour les sols classés dans la catégorie risque moyen, laisser la majorité des aiguilles au sol afin de rendre 30 à 50 % des cations au sol.
RU	Forest Research, 2009	rétenion	rétenion des rémanents	Pour limiter l'impact de la récolte, possibilité de limiter la récolte aux cimes diamètre inférieur à 7cm) et de laisser les branches de diamètre supérieur pour assurer la protection du sol.
RU	Forest Research, 2009	rétenion	rétenion des rémanents	Limiter l'exportation à un rang de résidus sur deux ou sur trois.
Canada	New Brunswick DNR,	rétenion	rétenion des	Dans le cas d'une récolte arbre entier, les résidus de

	2008		rémanents	récolte doivent être laissés sur place.
Canada	New Brunswick DNR, 2008	rétenion	rétenion des rémanents	Ne pas exporter le sol forestier (sol, litière, souches et système racinaire).
Canada	New Brunswick DNR, 2008	rétenion	rétenion du feuillage	Le feuillage devrait rester sur site après une récolte de biomasse, les saisons sont à considérer dans la planification de la récolte.
Canada	Simpson et Martin, 2008	rétenion	rétenion des rémanents	le taux de récolte de biomasse restera inférieur à celui qui remettrait en question la productivité à long terme du site.
Canada	Simpson et Martin, 2008	rétenion	rétenion des rémanents	Une quantité suffisante de biomasse forestière pour maintenir la productivité future du site sera laissée sur place.
Canada	Trammel <i>et al.</i> , 2012	rétenion	rétenion du sol	Eviter d'exporter la litière du sol et la surface du sol durant la récolte de biomasse forestière afin de maintenir les fonctions du sol.
Canada	Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch, 2012	rétenion	rétenion des rémanents	Une quantité raisonnable de débris doit être retenue sur place afin de participer à l'accumulation naturelle du sol forestier.
Canada	Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch, 2012	rétenion	rétenion des rémanents	Retenir les débris et les distribuer sur les déblais et remblais afin de contrôler l'érosion dans les zones sensibles.
Canada	Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch, 2012	rétenion	rétenion des rémanents	Une proportion de débris doit être retenue et utilisée pour la re-végétation et la prévention de l'érosion dans les zones perturbées.
Irlande	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	rétenion	rétenion du feuillage	Lors d'une récolte arbre entier, faire sécher les arbres sur place après récolte près des souches pour permettre aux aiguilles et feuilles de tomber et limiter ainsi l'export de nutriments et préserver la fertilité du sol.
Irlande	Kofman, 2006			
Etats-Unis	Benjamin, 2010	rétenion	rétenion du sol et des rémanents	Excepté quand cela gêne la régénération, laisser intactes la litière du sol, les souches et/ou les racines.
Etats-Unis	Benjamin, 2010	rétenion	rétenion des rémanents	Minimiser l'enlèvement des débris ligneux fins sur: -les sites à sol peu fertile, -les sols peu profonds à substrat rocheux, -les sols sableux grossiers, -les sols mal drainés et -les sites propices à l'érosion (ie:sols exposés, fortes pentes).
Etats-Unis	Benjamin, 2010	rétenion	rétenion des rémanents	Laisser autant de débris de feuillus et de conifères que la sécurité et l'accès le permettent.
Etats-Unis	Benjamin, 2010	rétenion	rétenion des rémanents	Laisser autant de débris fins que possible.
Etats-Unis	Benjamin, 2010	rétenion	rétenion des rémanents	Lorsque cela est possible (en fonction de la méthode de récolte et système) conserver et les cimes et les branches dispersées sur la zone d'exploitation.

Etats-Unis	Benjamin, 2010	rétenion	rétenion des rémanents	Si les arbres sont ébranchés en bord de la route, redistribuer une partie des cimes et branches en forêt.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	rétenion	rétenion du sol et des rémanents	La litière forestière, les souches et systèmes racinaires ne devraient pas être exportés, excepté lorsque cela est nécessaire pour la préparation de la régénération, ou pour raisons sanitaires.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	rétenion	rétenion des rémanents	Si une récolte mécanisée ou une récolte arbre entier est effectuée, il est recommandé de laisser 1 pour 3 ou 4 des houppiers des plus gros arbres récoltés dispersés sur la zone d'exploitation.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	rétenion	rétenion des rémanents	Si il y a récolte de l'arbre entier, s'assurer de retenir un sur 5 des cimes et branches des gros diamètres récoltés distribués sur la zone de récolte.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	rétenion	rétenion des rémanents	Quand cela est possible, éviter la récolte de biomasse dans les peuplements mixtes jusqu'à ce qu'à ce que le feuillage tombe mais avant que le sol ne soit saturé d'eau dans les mois d'hiver.
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council 2007	Stockage	Protection de la régénération	S'assurer que les zones de stockage restent favorables à la régénération de la végétation native après stockage
Canada	Kabzems <i>et al.</i> , 2011	Stockage	protection de la régénération et des milieux aquatiques	L'accumulation de débris ligneux d'une épaisseur de plus de 8cm d'épaisseur peut être à l'origine de conditions anaérobies et peuvent être la source de production de composés phénoliques et ou de fer réduit qui seraient nocifs à la croissance des plantes et aux écosystèmes aquatiques qui les recevraient pas ruissellement.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	suivi des recommandations de gestion durable	protection des sols	Suivre les recommandations relatives à la protection des sols qui sont axées sur la rétention des branches et cimes, qui participent également au niveau de biodiversité.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	dommages physiques au sol	tassement	Effectuer la récolte sur sol sec.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	dommages physiques au sol	tassement	Mettre en œuvre des mesures de protection des sols (tapis de rémanents).
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	dommages physiques au sol	tassement	Ne pas utiliser de skidder sur sol classé sensible.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	dommages physiques au sol	tassement	Opérer une exportation uniquement dans les sites où il y a une quantité suffisante de rémanents.
RU	Forestry Commission, 2009a	dommages physiques au sol	tassement	Extraire les souches quand les rémanents sont verts.
RU	Forestry Commission, 2009a	dommages physiques au sol	tassement	Laisser un tapis de rémanents lors des opérations de dessouchage.
RU	Forestry Commission, 2009a	dommages physiques au sol	tassement	Ne pas récolter les souches dans les tapis de rémanents.
RU	Forestry Commission, 2009a	dommages physiques au sol	tassement	Effectuer la récolte sur sol sec.
Etats-Unis	Trammel <i>et al.</i> , 2012	dommages physiques au sol	tassement	Laisser et protéger la litière, le sol forestier, les racines, les souches et des compartiments de bois divers sur le sol.
RU	Forest Research, 2009	dommages physiques au sol	tassement	Sur les sols à risque de dégradation physique moyenne, restreindre les périodes d'extraction aux périodes sèches (mai à septembre).

RU	Forest Research, 2009	dommages physiques au sol	tassement	Les sols classés en haut risque de dommage physique sont impropres à la récolte des résidus de récolte.
Canada	New Brunswick DNR, 2008	dommages physiques au sol	tassement	Les techniques de récolte doivent être conçues pour limiter les perturbations du sol (compaction, orniérage, érosion)
Canada	Trammel <i>et al.</i> , 2012	dommages physiques au sol	tassement	Eviter de multiplier les entrées de matériel en optimisant les opérations de récolte afin d'éviter la multiplication des routes, aire de travaux et afin de minimiser la compaction et l'orniérage.
Irlande	Ireland Forest Service, 2000b	dommages physiques au sol	tassement	Sur les sites où le risque d'érosion est important, des tapis de rémanents doivent toujours être mis en place pour éviter les dommages au sol, l'érosion et la sédimentation.
Irlande	Forest Service et Department of the Marine and Natural Resources, 2000	dommages physiques au sol	tassement	L'opérateur doit mettre en place un tapis de rémanent épais au fur et à mesure que les opérations sylvicoles progressent dans la forêt afin d'éviter les dommages au sol et la sédimentation, les dommages aux racines et aux individus restants.
Irlande	Forest Service et Department of the Marine and Natural Resources, 2000	dommages physiques au sol	tassement	Créer et maintenir un tapis épais de rémanents frais sur toutes les routes d'exploitation pour éviter les dommages au sol, l'érosion et la sédimentation.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	dommages physiques au sol	tassement	Eviter la récolte sur sols saturés d'eau. Minimiser les passages de matériel lourd sur la zone d'exploitation.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	monitoring	suivi de la productivité du sol	Effectuer un suivi périodique de la productivité du sol.
Nouvelle Zélande	EECA Business, 2010	rétenion	rétenion du feuillage	Il est recommandé de laisser les résidus de récolte sécher un certain nombre de mois avant de les exporter, ce qui permet une perte d'humidité et la chute des aiguilles.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	dommages physiques au sol	tassement	Minimiser la compaction du sol et l'érosion en utilisant des techniques d'exploitation à faible impact. Suivre toutes les règles de bonnes pratiques sylvicoles existantes.
Qualité de l'eau				
RU	Moffat <i>et al.</i> , 2006	cours d'eau	acidification	Laisser autant que possible les rémanents en place dans les zones où l'acidité des eaux de surface est critique
Canada	Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch, 2012	cours d'eau	pollution des cours d'eau	Empêcher les résidus d'exploitation et les débris d'être déversés dans les cours d'eau
Irlande	Ireland Forest Service, 2000b	zones humides	pollution des cours d'eau	Ne pas laisser les branches, les buches ou les débris s'accumuler dans les zones humides. Ces matériaux devraient être enlevés à la fin de l'exploitation. Cependant, l'exportation des débris naturellement présent devrait être évitée.
Irlande	Ireland Forest Service, 2000c	cours d'eau	pollution des cours d'eau	Eviter l'accumulation de résidus d'exploitation, buches et débris dans les cours d'eau et les zones humides.
Irlande	Forest Service et Department of the Marine and Natural Resources 2000	zones humides	pollution des cours d'eau	Eviter la présence des résidus et des débris sur les zones humides.

Canada	Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch, 2012	remédiation	pollution des cours d'eau	Si des résidus d'exploitation sont déversés dans les cours d'eau au cours des opérations d'exploitation, il est exigé qu'une intervention immédiate les enlève.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	stockage	pollution des cours d'eau	Stocker les rémanents sur des zones sèches loin des cours d'eau.
RU	Forestry Commission, 2009a			
Zones sensibles				
Etats-Unis	Trammel <i>et al.</i> , 2012	caractéristiques de la récolte	fréquence de récolte	Dans les sites sensibles la biomasse peut être récoltée mais dans des buts écologiques et non économiques car la récolte ne doit pas être répétée à intervalles réguliers.
Etats-Unis	Benjamin <i>et al.</i> , 2010	Evaluation	évaluation du site	Porter une attention particulière aux zones humides qui sont souvent des sites de faible fertilité ou la récolte des rémanents n'est pas appropriée.
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	éviter la récolte	éviter la récolte	Eviter la récolte dans les communautés de plantes natives listées.
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	éviter la récolte	éviter la récolte	Eviter la récolte dans les zones où sont présentes des espèces rares et menacées (liste).
Etats-Unis	Minnesota Forest Resources Council, 2007	éviter la récolte	zones ripariennes	Eviter la récolte près des zones ripariennes.
Etats-Unis	Trammel <i>et al.</i> , 2012	éviter la récolte	zones menacées	Eviter la récolte dans les forêts menacées (liste) sauf si elle est nécessaire pour restaurer les caractéristiques écologiques.
Etats-Unis	Pinchot institute, 2010	éviter la récolte	peuplements rares et sensibles	Eviter les récoltes dans les types forestiers rares et sensibles (forêts à haute valeur pour la conservation).
Canada	New Brunswick DNR, 2008	éviter la récolte	zones sensibles	La récolte de biomasse ne doit avoir lieu que dans les zones à risque faible et les zones appropriées (productivité du sol).
RU	Forestry Commission, 2009a	Sites sensibles	zones tampon	Définir des zones tampon autour des sites sensibles.
Bilan économique				
Nouvelle Zélande	EECA Business, 2010	évaluation	évaluation de la quantité de rémanents	Utiliser les outils proposés pour évaluer le volume de rémanents issu de la récolte.
Nouvelle Zélande	EECA Business, 2010	coûts	évaluation des paramètres de récolte	Afin de rentabiliser l'opération de récolte, considérer la taille des compartiments récoltés pour chaque site donné et développer une stratégie qui permettent d'optimiser les coûts d'utilisation des machines.
Divers				
Canada	Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch, 2012	incendie	gestion du risque de départ d'incendie	Les résidus d'exploitation doivent être en priorité redistribués sur la zone ou éliminés de manière à minimiser les risques de départ et d'extension d'incendie.
RU	Forestry Commission, 2009a	monitoring	suivi des impacts des guides	Mettre en place un monitoring à long terme pour confirmer les guides existants.

Irlande	Kofman, 2006	caractéristiques de la récolte	période de récolte	Effectuer le broyage des bois récoltés en automne quand le taux d'humidité est réduit.
RU	Nisbet <i>et al.</i> , 1997	stockage	préservation du paysage	Eviter le stockage sur des sites où l'enjeu paysager est important.
RU	Forest Research, 2009	monitoring	suivi des outils du guide	Etablir du monitoring à long terme pour vérifier que le système de classification proposé est efficace.

7. Les Outils associés aux guides et le monitoring

7.1. Outils de classification

Les principaux outils qui apportent un appui et/ou une base pour les recommandations des guides sont des classifications. En fonction de différents paramètres : types de sols ; type forestiers, richesse en nutriments, etc. les sols sont classés à haut risque, risque moyen et risque faible vis-à-vis de la récolte des rémanents.

Tableau 11 : outils de type classification

Pays	Description de l'outil
Royaume-Uni Forestry Commission 2009a ; Forest Research 2009 ; Nisbet <i>et al.</i> , 1997	classifications du niveau de risque (fort, moyen, faible) en fonction du type de sol (sols sableux, podzols, etc.) : <ul style="list-style-type: none"> - risque de dommages physiques - risque de perte de fertilité - risque de perte de carbone - risque d'acidification
EU Kimsey <i>et al.</i> , 2011	classifications et cartographie du niveau de risque (fort, moyen, faible) : <ul style="list-style-type: none"> - risque d'érosion - risque de perte de nutriments
Canada Ouimet et Duchesne, 2009	classification du niveau de sensibilité des peuplements (sensibles, potentiellement sensibles)

7.2. Autres outils

Les autres outils sont variables en fonction des pays :

Etats-Unis

Les guides produits par la Forest Guild renvoient à un outil interactif, susceptibles d'orienter la gestion : l'outil correspond à une base de données en ligne, qui contient des données d'inventaires (caractéristiques dendrométriques du peuplement ; nombre de tiges par espèce et par acre et quantité de matériel ligneux au sol). Cet outil peut être mis à jour par les gestionnaires et constitue une aide à la décision. <http://depts.washington.edu/nwfire/dps/>.

Royaume-Uni

Les documents de la forestry commission procurent des clefs de détermination de la gestion possible fonction des caractéristiques du site ou du type de récolte (récolte immédiate, récolte en deux temps) (Moffat *et al.*, 2006 ; Nisbet *et al.*, 1997).

Irlande et Nouvelle Zélande

Les outils correspondent à des tableurs qui permettent de calculer respectivement :

- le bilan financier de la production de bois énergie en fonction des caractéristiques de vente (bois sur pied, vente bord de route) ; du taux d'humidité, du type de récolte, de broyage, de stockage (<http://www.woodenergy.ie/media/woodenergy/content/publicationssoftware/wfcc.jpg>).
- la quantité de résidus potentiellement récoltable en fonction de l'itinéraire sylvicole, du système de récolte (manuel, mécanisé) et de la qualité du peuplement (bonne, moyenne, faible) (<http://www.eecabusiness.govt.nz/wood-energy-resources/cutover-residue-calculator>).

7.3. Monitoring

Le monitoring fait l'objet de recommandations dans quelques guides du Royaume-Uni, mais ce ce sujet est rarement traité. Il s'agit majoritairement de monitoring ponctuel dont le but est de suivre les impacts des opérations sylvicoles sur le sol (tableau 12).

Tableau 12 : exemples de recommandations basées sur du monitoring

Pays	Recommandations
RU Forest Research 2009	Etablir du monitoring à long terme pour vérifier que le système de classification proposé est efficace (niveau de risque de perte de nutriments, de dommages physiques, d'acidification) par type de sol. Si récolte par temps pluvieux, monitoring
RU Nisbet <i>et al.</i> , 1997	Faire un suivi des dégâts physiques au sol dus à la récolte

Les informations relatives au monitoring sont circonscrites au Canada : un réseau de placette avait déjà été mis en place dans les années 1990 dans les états de l'Ontario et de Nova Scotia afin de mesurer l'impact de différents taux de récolte de biomasse sur les propriétés du sol et la productivité du site. Ce réseau procure maintenant des données 20 ans après récolte. Afin d'étendre les connaissances sur d'autres types écologiques, les services forestiers Canadiens ont lancé la mise en place de nouvelles placettes, impliquant la participation volontaire des parties prenantes de la filière (Canadian Forest Service ; Laurentian Forestry Centre, 2010). Un guide technique de mise en place des placettes de monitoring est mis à la disposition des parties prenantes. Ce guide contient le protocole de création des placettes et les méthodes d'inventaire (débris ligneux, souches, perturbation des sols, etc.) (Thiffault *et al.*, 2011).

8. Les pays non anglophones

8.1. Informations fournies par les correspondants d'Europe de l'Est : Lettonie, Roumanie

Roumanie

Il n'y a pas en Roumanie de pression industrielle sur la ressource des compartiments comme les menus bois et les résidus d'exploitation. Ces compartiments sont uniquement récoltés manuellement comme bois de chauffage par les populations locales.

Tous les guides techniques relatifs à la gestion forestière sont produits par le ministère de l'environnement et sont de nature normative. Leur production implique une phase de consultation publique au cours de laquelle les parties prenantes interviennent.

Il n'existe pas de guide opérationnel pour les gestionnaires sur le sujet, à l'exception de documents relatifs à la récolte du petit bois dans le but d'une vente aux populations locales.

Les recommandations relatives aux résidus d'exploitation spécifient que ceux-ci doivent être stockés et non répartis sur la zone exploitée après la fin de l'exploitation. Il n'existe pas de recommandations sur les thèmes de la biodiversité et des autres services éco-systémiques.

Lettonie

Dans le cas de la Lettonie, les guides existants ont été produits par les services forestiers publics (qui gèrent 50 % de la surface forestière du pays) suite à la revue de groupes d'experts et une revue scientifique.

Les guides sont très généraux et les recommandations qu'ils contiennent ne sont pas de nature normative. Elles procurent une aide à la décision et s'inscrivent dans la réglementation générale de l'exploitation forestière (tableau 13). Il n'y a pas de restrictions spécifiques au bois énergie.

Les autres thèmes abordés concernent les aspects techniques et organisationnels des opérations sylvicoles. Les enjeux écologiques ne sont pas discutés en détail.

Tableau 13 : recommandations contenues dans les guides lettons

Thème	Recommandations
Divers	Eviter le dessouchage et la récolte des résidus d'exploitation sur les sols pauvres
	Sinon, récolter au maximum ces compartiments afin de sauver l'unique écosystème de forêt de pins qui est en train de disparaître. En effet, l'augmentation de la fertilité du sol a pour conséquence la domination d'autres espèces au détriment du pin lors de la régénération.
	Enlever les résidus de récolte de la zone selon les disponibilités des machines.
	Restriction légale : ne pas placer les piles de résidus près des jeunes peuplements d'épicéa afin d'éviter la propagation des pestes.
	Laisser les souches aux abords des arbres à valeur écologiques, et les souches de feuillus précieux (aulnes noirs) qui font des rejets.
Fertilité du sol	Ne pas prendre trop de résidus de récolte près des souches. La limite technique pour le taux de récolte des résidus est 70 %. Laisser 30 % des résidus au sol participe au maintien de sa fertilité.
	prendre les souches d'environ 20 cm de diamètre maximum
Biodiversité	De ne pas enlever les résidus et les souches dans les zones humides et près des arbres d'intérêt écologique afin de maintenir la valeur écologique des sites.

8.2. Informations issues des articles d'Europe du Nord : Suède, Finlande, Danemark

Les recommandations sont basées sur une classification des sites et/ou des types forestiers en fonction du niveau de risque de perte de fertilité. En fonction des sites, des types de peuplements et du niveau de risque, différentes restrictions s'imposent (Stupak *et al.*, 2008 ; Evans *et al.*, 2013 ; Helmisaari et Vanguelova, 2013)

Les recommandations rassemblées dans les synthèses portent principalement sur les propriétés physiques et chimiques du sol. Les autres thèmes abordés sont les zones sensibles, les risques sanitaires, la biodiversité et la préparation du site pour le peuplement suivant (tableau 14).

Tableau 14 : récapitulatif des grands types de recommandations trouvés dans les synthèses par thème pour la Finlande, le Danemark et la Suède (Stupak *et al.*, 2008 ; Evans *et al.* 2013).

Thème	Recommandations
Propriétés physiques et chimiques du sol	Le séchage des rémanents, ce qui permet de retenir le feuillage et de limiter l'exportation de nutriments.
	Eviter la récolte dans le cas de zones sensibles (types de sols particuliers, zones humides, zones de conservation, etc.).
	Effectuer une fertilisation dans certains cas de récolte.
	Les modalités du dessouchage.
	Laisser une certaine proportion de rémanents (les chiffres sont variables en fonction du pays et du niveau de risque du site).
Biodiversité	Laisser des compartiments de bois mort sur le site.
Qualité de l'eau	Récolter les résidus d'exploitation près des cours d'eau et zones humides pour éviter la pollution de ces zones avec des nutriments et des particules.
	Des zones tampon près des cours d'eau ou l'extraction des souches devrait être évitée.
Risques sanitaires	Ne pas laisser sécher les résidus en période estivale.
Préparation du site pour le peuplement suivant	Récolter les résidus de récolte.

9. Discussion et conclusion

Il est intéressant de considérer les guides étrangers par rapport aux attentes des parties prenantes à RESOBIO présentés plus haut, et qui peuvent se résumer ainsi :

- des recommandations basées sur des résultats scientifiques,
- des recommandations opérationnelles sur la quantité de rémanents que l'on peut exporter pendant la vie du peuplement sans remettre en question la durabilité (fertilité) du système,
- une prise en compte de la biodiversité.

Une partie des guides irlandais et le guide néo-élandais décrivent des **itinéraires techniques** et des opérations sylvicoles et apportent une aide aux opérateurs forestiers, mais n'évoquent pas les impacts possibles de la pratique sur la durabilité des écosystèmes.

Dans les guides qui abordent explicitement la question de la **durabilité** (Etats-Unis, Royaume-Uni, Canada, Irlande), les connaissances scientifiques étant en développement, les recommandations restent générales et sont basées sur des résultats scientifiques mais aussi sur des dires d'experts et des retours d'expérience. Les opérateurs sont encouragés à utiliser les informations pour effectuer leurs choix sylvicoles et à suivre les effets de leurs pratiques afin d'intégrer de nouvelles connaissances dans les outils et les guides.

Les informations sur la **quantité de rémanents** (t/ha, pourcentage) qu'il est possible d'exporter ont été trouvées dans les guides interrégionaux des Etats-Unis qui donnent des cibles générales sur la proportion minimale de rémanents à conserver en fonction de la surface terrière prélevée. Cependant, l'échelle géographique de ces documents est très grande et englobe plusieurs types forestiers, ce qui suppose une adaptation à l'échelle locale.

Bien qu'elle n'apparaisse pas comme le sujet principal, la biodiversité est prise en compte et fait l'objet de recommandations qualitatives, en particulier aux Etats-Unis où l'importance de la diversité de tailles et de stades de décomposition des compartiments est soulignée. La cohérence entre les recommandations pour les différents thèmes et l'application ou non du principe de précaution est du ressort du propriétaire en fonction de son contexte particulier et de ses objectifs de gestion.

Les documents étudiés font ressortir le fait que l'encadrement de la gestion des rémanents s'inscrit majoritairement dans les **guides et standards relatifs à la gestion forestière durable à l'échelle nationale ou régionale**. Les recommandations apportées aux opérateurs restent majoritairement une **aide à la décision**, bien que dans le cas des documents du RU, elles constituent une norme en forêt publique. Elles sont essentiellement basées sur l'évaluation des caractéristiques du site :

- caractéristiques physiques et chimiques du sol,
- caractéristiques topographiques,
- risques vis-à-vis du tassement, de la perte de fertilité,
- se trouve-t-on sur une zone sensible (zone humide, zone de conservation, zone d'intérêt paysager)
- etc.

Mais aussi sur l'évaluation des aspects techniques et financiers de la gestion :

- l'itinéraire sylvicole concerné,
- les techniques de récolte mises en œuvre (arbre entier, récolte des résidus d'exploitation, etc.),
- le type de matériel utilisé,
- la qualité des plaquettes produites
- etc.

Leur nature générale laisse une part importante d'interprétation et d'adaptation au gestionnaire à l'échelle opérationnelle.

10. Références bibliographiques

- Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch, 2012. Alberta Timber harvest planning and operating ground rules and framework for renewal, 98 p.
- Benjamin, J.G., 2010. Considerations and Recommendations for Retaining Woody Biomass on Timber Harvest Sites in Maine. Agricultural and Forest Experiment Station. Misc. Publication 761, 69 p.
- Benjamin, J.G., Lilieholm R.J., Coup C.E., 2010. Forest Biomass Harvesting in the Northeast: A Special-Needs Operation? *Northern Journal of Applied Forestry* 27 (2), 45-49.
- Davis, Chad, Steve Dettman, Sarah Deumling, Matt Fehrenbacher, Marcus Kauffman, Amy LaBarge, Darcie Mahoney, *et al.* 2013. Forest Biomass Retention and Harvesting Guidelines for the Pacific Northwest, 23 p.
- EECA Business. 2010. Good Practice Guide Production of wood fuel from forest landings.
- Evans, A.M., Perschel R.T., and Kittler B.A. r. 2013. Overview of Forest Biomass Harvesting Guidelines. *Journal of Sustainable Forestry* 32 (1-2), 89-107
- Forest Research. 2009. Guidance on site selection for brush removal, 15 p.
- Forest Service and Department of the Marine and Natural Resources. 2000. *Code of Best Forest Practice: Ireland*. Dublin: Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.
- Forestry Commission, 2009a. Stump harvesting : interim guidance on site selection and good practice.
- Forestry Commission, 2009b. Guidance on site selection for brush removal. Forest Commission.
- Forestry Commission, 2011a. *Forests and Soil*. Edinburgh: Forestry Commission.
- Forestry Commission, 2011b. *Forests and Water*. Edinburgh: Forestry Commission.
- Forestry Commission and Northern Ireland. Forest Service. 2011. *The UK Forestry Standard: The Governments' Approach to Sustainable Forest Management*. Edinburgh: Forestry Commission.
- Helmisaari, H-S. and Vanguelova, E. (eds.). 2013. Proceedings of the Workshop W6.1 Forest bioenergy and soil sustainability at EUROSIL Congress 2nd July to 6th July 2012, Bari, Italy. 72 p. Available at: www.helsinki.fi/forestsociences/eurosoil/index.html and at: www.oecd.org/agriculture/crp
- Ireland Forest Service. 2000a. Forest biodiversity guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.
- Ireland Forest Service 2000b. Forestry and water quality guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.
- Ireland Forest Service 2000c. Forest harvesting and the environment guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.
- Kabzems R., Dube S., Curran M., Chapman B., Berch S., Hope G., Kranabetter M., Bulmer C.. 2010. Maintaining Soil Productivity in forest Biomass Chipping Operations Best Management Practices for Soil Conservation. British Columbia, Ministry of Forests and Range, Forest Science Program. Victoria, B.C. Exten. Note 98. 10 p . www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/En/En98.htm
- Kimsey M., Page-Dumroese D., Coleman M. 2011. Assessing Bioenergy Harvest Risks: Geospatially Explicit Tools for Maintaining Soil Productivity in Western US Forests. *Forests* 2 (4), 797-813.
- Kofman, Pieter D. 2006. Harvesting wood for energy from early first thinnings. COFORD.
- Kofman P.D., Kent T., 2009. Whole-tree harvesting of conifer first thinnings for energy wood chip production. COFORD.
- Minnesota Forest Resources Council, 2007. Biomass Harvesting Guidelines for Forestlands, Brushlands and Open Lands.
- Moffat, A. J, Jones B.M., Mason W.L., 2006. *Managing Brush on Conifer Clearfell Sites*. Practice Commission. Edinburgh: Forestry Commission. 12 p.
- New Brunswick DNR, 2008. Forest biomass harvesting New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources.
- Nisbet T. R, Dutch J., Moffat A.J., 1997. *Whole-tree Harvesting: a Guide to Good Practice*. Edinburgh: Forestry Authority. 11 p.
- Oklahoma Forestry Service, 2008. Forestry Best Management Practices Guidelines for water quality management in Oklahoma.

Ouimet R. et Duchesne L., 2009. Évaluation des types écologiques forestiers sensibles à l'appauvrissement des sols en minéraux par la récolte de biomasse. Gouvernement du Québec Ministère des Ressources naturelles et de la Faune Direction de la recherche forestière.

Pinchot Institute. 2010. A Guide to Forest Biomass Harvesting and Retention in Maryland. 20 p.

Shepard J.P., 2006. Water quality protection in bioenergy production: the US system of forestry Best Management Practices. *Biomass and Bioenergy* 30 (4), 378-384.

Simpson J., Martin W., 2008. Forest Biomass Harvesting for energy: Recommendations for Nova Scotia. Ecology Action Centre, 11 p.

Stupak I., Asikainen A., Röser D., Pasanen K., 2008. Review of recommendations for forest energy harvesting and wood ash recycling. In *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy*, 155-196. Springer.

Thiffault, E. 2010, *Forest biomass harvesting: monitoring and validating the long-term effects*. NRCan, CFS, Laurentian Forestry Centre, Québec, Branching out from the Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre. No. 64. 2 p.

Thiffault E., Paré, D., Dagnault S., Morissette J., 2011. Guidelines - *Establishing Permanent Plots for Monitoring the Environmental Effects of Forest Biomass Harvesting Guidelines*. J. NRCan, CFS, Laurentian Forestry Centre, Sainte-Foy, Québec, 80 p.

Trammel C., Wilson N., White B., Dickinson J., Diop A., Finkral A., Fenderson J., et al. 2012. Forest Biomass Retention and Harvesting Guidelines for the Southeast. Forest Guild Southeast Biomass Working Group. forestGUILD Santa Fe, NM , 15 p.

Waito B., Johnson L., 2010. A national scan of regulations and practices relevant to biomass harvesting. WWF et FPAC.

11. Annexes

11.1 Références collectées au cours de l'étude

Canada

Alberta environment and sustainable resource development Forestry division Forest management branch, 2012. Alberta Timber harvest planning and operating ground rules and framework for renewal.

Berch S.M., Bulmer C., Curran M., Finvers M., Titus B., 2012. Provincial Government Standards, Criteria, and Indicators for Sustainable Harvest of Forest Biomass in British Columbia: Soil and Biodiversity. *International Journal of Forest Engineering* 23.

Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre, 2010. Forest biomass harvesting: monitoring and validating the long-term effects.

Chief Forester's Guidance on Coarse Woody Debris Management. 2010, 7 p.

Kabzems R., Dube S., Curran M., Chapman B., Berch S., Hope G., Kranabetter M., et Bulmer C., 2011. Maintaining Soil Productivity in forest Biomass Chipping Operations Best Management Practices for Soil Conservation. Ministry of Forests and Range, Forest Science Program.

New Brunswick DNR, 2008. Forest biomass harvesting New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources, 9 p.

Ouimet R., et Duchesne L., 2009. Évaluation des types écologiques forestiers sensibles à l'appauvrissement des sols en minéraux par la récolte de biomasse. Gouvernement du Québec Ministère des Ressources naturelles et de la Faune Direction de la recherche forestière.

Simpson J., and Martin W., 2008. Forest Biomass Harvesting for energy: Recommendations for Nova Scotia. Ecology Action Centre.

Thiffault E., Paré, D., Dagnault, S., Morissette S., 2011. Guidelines - *Establishing Permanent Plots for Monitoring the Environmental Effects of Forest Biomass Harvesting Guidelines*. J. NRCan, CFS, Laurentian Forestry Centre, Sainte-Foy, Québec, 80 p.

Waito B., et Johnson L., 2010. A national scan of regulations and practices relevant to biomass harvesting. WWF, FPAC.

Etats-Unis

Becker D.R., Skog K., Hellman A., Halvorsen K.E., Mace T., 2009. An outlook for sustainable forest bioenergy production in the Lake States. *Energy Policy* 37 (12), 5687-5693.

Benjamin, J.G., 2010. Considerations and Recommendations for Retaining Woody Biomass on Timber Harvest Sites in Maine. Agricultural and Forest Experiment Station. Misc. Publication 761, 69 p.

Benjamin J.G., Lilieholm R. J., et Coup C.E., 2010. Forest Biomass Harvesting in the Northeast: A Special-Needs Operation? *Northern Journal of Applied Forestry* 27 (2), 45-49.

Briedis, Julia I., Jeremy S. Wilson, Jeffrey G. Benjamin, Robert G. Wagner., 2011. Biomass retention following whole-tree, energy wood harvests in central Maine: adherence to five state guidelines. *Biomass and Bioenergy* 35 (8), 3552-3560.

Caputo J., 2009. *Sustainable forest biomass: Promoting renewable energy and forest stewardship*. Environmental and Energy Study Institute.

Forest Guild Pacific Northwest Biomass Working Group 2013. Forest Biomass Retention and Harvesting Guidelines for the Pacific Northwest. ForestGUILD, Santa Fe, 23 p.

Herrick, S. K., Kovach J., Padley E., Wagner C., and Zastrow D., 2009. Wisconsin's forestland woody biomass harvesting guidelines. *Pub-FR-435-2009. WI DNR Division of Forestry and Wisconsin Council on Forestry*.

Janowiak, Maria K., Webster C.R., 2010. Promoting ecological sustainability in woody biomass harvesting. *Journal of forestry* 108 (1), 16-23.

Kimsey M., Page-Dumroese D., and Coleman M., 2011. Assessing Bioenergy Harvest Risks: Geospatially Explicit Tools for Maintaining Soil Productivity in Western US Forests. *Forests* 2 (4), 797-813.

Minnesota Forest Resources Council, 2007. Biomass Harvesting Guidelines for Forestlands, Brushlands and Open Lands.

North East State Foresters Association, 2012. A Review of Biomass Harvesting Best Management Practices Guidelines.

Oklahoma Forestry Service, 2008. Forestry Best Management Practices Guidelines for water quality management in Oklahoma.

Pierce RS., Hornbeck J.W., Martin C., Tritton L.M., Smith C.T., Federer C.A., Yawney H.W., 1993. *Whole-tree clearcutting in New England: manager's guide to impacts on soils, streams, and regeneration*. . Gen. Tech. Rep. NE-172. Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 23 p.

Pinchot Institute, 2010. A Guide to Forest Biomass Harvesting and Retention in Maryland. 20 p.

Shepard, J.P., 2006. Water quality protection in bioenergy production: the US system of forestry Best Management Practices. *Biomass and Bioenergy* 30 (4), 378-384.

Smith J., 2011. Using the Forest Guild Sustainable Retention and Biomass Harvesting Guidelines On a Whole-

Forest Guild Southeast Biomass Working Group , 2012. Forest Biomass Retention and Harvesting Guidelines for the Southeast.. *Forest GUILD* Santa Fe, NM , 15 p.

Walker T., Cardellicchio P., Colnes A., Gunn J., Kittler B., Perschel B., Recchia C., Saah D., 2010. Biomass Sustainability and Carbon Policy Study. Manomet Center for Conservation Sciences.

Royaume-Uni

Forest Research, 2009. Guidance on site selection for brush removal.

Forestry Commission, 2009. Stump harvesting : interim guidance on site selection and good practice.

Forestry Commission, 2011. *Forests and Soil*. Edinburgh: Forestry Commission.

Forestry Commission, 2011. *Forests and Water*. Edinburgh: Forestry Commission.

Forestry Commission and Northern Ireland. Forest Service, 2011. *The UK Forestry Standard: The Governments' Approach to Sustainable Forest Management*. Edinburgh: Forestry Commission.

Moffat, A.J, Bill M Jones, W. L Mason, Forest Research (Great Britain), and Great Britain. Forestry Commission. 2006. *Managing Brush on Conifer Clearfell Sites*. Edinburgh: Forestry Commission.

Murgatroyd I, , Saunders C., 2005. Protecting the Environment during Mechanised Harvesting Operations. Forestry commission.

Nisbet T. R, Dutch J., Moffat A.J., 1997. *Whole-tree Harvesting: a Guide to Good Practice*. Edinburgh: Forestry Authority.

Woodland Trust, 2011. The State of the UK's Forests, Woods and Trees, Perspectives from the sector. Woodland trust.

Irlande

Forest Service and Department of the Marine and Natural Resources, 2000. *Code of Best Forest Practice: Ireland*. Dublin: Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.

Hoyne S., Thomas A., 2001. Forest residues: Harvesting, storage and fuel value. COFORD (National Council for

Forest Research and Development), 26 p.

Ireland Forest Service, 2000. Forest biodiversity guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.

Ireland Forest Service, 2000. Forest harvesting and the environment guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.

Ireland Forest Service, 2000. Forestry and water quality guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.

Kofman, Pieter D., 2006. Harvesting wood for energy from early first thinnings. COFORD.

Kofman, P.D., Kent T., 2009. Whole-tree harvesting of conifer first thinnings for energy wood chip production. COFORD.

Nouvelle-Zélande

EECA Business, 2010. Good Practice Guide Production of wood fuel from forest landings.

Hall P., 2012. Promising resources and systems for producing bioenergy feedstocks-Energy from exotic plantation forests in New Zealand. IEA Bioenergy. IEA Bioenergy Task 43, Report 2012 PR04, 20 p.

Belgique

Terlinden M., 2010. Jusqu'à la dernière brindille ? Quelques réflexions sur la gestion des rémanents et résidus de coupes en forêt. *Silva Belgica* 2 (117), 36-37

Pays-Bas

Jong A de, Spijker J., Elbersen W., 2007. Country report for the Netherlands Biomass Production for Energy from Sustainable Forestry. IEA Bioenergy Task 30/31, 10 p.

Allemagne

Energieholz - Chancen und Risiken für den Privatwald und die forstliche Betreuung.

Luttmann H., 2013. Energieholznutzung im Privatwald-Bedeutung, Nutzungsstrategie und Informationsbedarf - Möglichkeiten und Grenzen der Energieholznutzung im Privatwald.

Nagel J., 2011. Schätzfunktionen der Baumbiomasse und Nährstoffentzug der Hauptbaumarten.

Autriche

Energie aus Biomasse, 2007. *Praxis Information* (13). BFW.

Holz – Energiequelle der Zukunft. 2012. *Praxis Information* (28). BFW.

Holz- und Biomassenstudie. 2009. *Praxis Information* (18). BFW.

Winiwarter V., Gerzabek M.H., Baumgarten A., Blum W.E.H., Butterbach-Bahl K., Cushman G., Englisch M., Feller C., Fiebig M., Frossard E., Haberl H., Huber S., Kandeler E., Katzensteiner K., Kaul H.P., Krausmann F., Langthaler E., Showers K.B., Spiegel H., Winiwarter W., 2012 Chapter I: Endangered soils: A long-term view of the natural and social ramifications of biomass production in agriculture and forestry, 12-47. In: V. Winiwarter, M.H. Gerzabek (eds). The challenge of sustaining soils: Natural and social ramifications of biomass production in a changing world. Interdisciplinary Perspectives, N° 1, Verlag OAW (Österreichischen Akademie der Wissenschaften / Austrian Academy of Sciences), Wien /Vienna, 189 p.

Hongrie

Herczeg M., Nagypál N. C., Pálvölgyi T., et Szlávik J., 2007. Environmental Concerns and Cross-Sectoral Relevance of Biomass utilization in Hungary. Environmental Policy Integration And Multi-Level Governance.

László M., Pollard D., 2005. Ecological and environmental concern of the forest biomass use for energy production - A critical review of the current situation. WWF. 26 p.

Lettonie

Lazdiņš A., Makovskis K., Lazdiņa D., Daugaviete M., 2011. Dabiski apmežojušos lauksaimniecības zemju apsaimniekošana. SILAVA.

Lazdāns V., Petersson M., Lazdiņš A., Zimelis A., 2008. Celmu izstrādes tehnoloģijas enerģētiskās koksnes ražošanai. SILAVA.

Silava. 2008. Enerģētisko skeldu no mezizstrādes Altikumiem.

Norvège

Forest-based Bioenergy Production and Use Country Report in a Nutshell – Norway, 2008.

Suède

Eriksson H., Hjerpe K., Samuelsson H., Lundkvist H. n.d. The development of regulations and good-practice guidelines for whole tree harvesting in Sweden.

Hjerpe K, Anderson S., Eriksson H., Lomander A., Samuelsson H., Stendahl J., Wallstedt A., 2008. Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring. Skogsstyrelsen.

Levin R., Eriksson H., 2010. Good-practice guidelines for whole-tree harvesting in Sweden: Moving science into policy. *The forestry chronicle* 86 (1), 51-56.

Samuelsson H., 2002. Recommendations for the extraction of forest fuel and compensation fertilising. Skogsstyrelsen, National Board of Forestry.

Finlande

Äijälä, O., Kuusinen M., Koistinen A., 2010. Råd i god skogsvård för produktion och uttag av energived. Skogsbrukets utvecklingscentral Tapio, 31 p..

Kuusinen M., 2010. Activating Private Forest Ownersto Increase Forest Fuel Supply IEE/08/435/SI2.529239 Task 4.2.1 Deliv. 12. La récolte du bois énergie durable-applications pratiques finlandaises, Traduction FCBA, 18 p.

Rämö A.-K., Järvinen E., Latvala T., Toivonen R., Silvennoinen H., 2009. Interest in energy wood and energy crop production among Finnish non-industrial private forest owners. *Biomass and Bioenergy* 33 (9), 1251-1257.

Röser D. Biomass Harvesting for CHP – A Nordic Perspective. Tapio. Energiapuun Korjuu.

Synthèses

Abbas D., Current D., Phillips M., Rossman R., Hoganson H., Brooks K.N., 2011. Guidelines for harvesting forest biomass for energy: A synthesis of environmental considerations. *Biomass and Bioenergy* 35 (11), 4538-4546.

Evans A. M., Perschel R. T., and Kittler B. A., 2010. *Revised Assessment of Biomass Harvesting and Retention Guidelines*. The Forest Guild, Santa Fe, NM.

Evans A. Robert M., , Perschel T., . Kittler B.A., 2013. Overview of Forest Biomass Harvesting Guidelines. *Journal of Sustainable Forestry* 32 (1-2), 89-107. doi:10.1080/10549811.2011.651786.

Lattimore B. C., Smith T., Titus B., Stupak I., Egnell G., 2013. Woodfuel Harvesting: A Review of Environmental Risks, Criteria and Indicators, and Certification Standards for Environmental Sustainability. *Journal of Sustainable Forestry* 32 (1-2), 58-88.

MCPFE, 2009. Report on the MCPFE open-ended ad-hoc working group on “sustainability criteria” for forest biomass production, including bioenergy. 89 p.

Richardson J., Björheden R., Hakkila P., Lowe A. T., Smith C. T., 2002. *Bioenergy from sustainable forestry: guiding principles and practice*. Springer, 71.

Röser D., Asikainen A., Raulund-Rasmussen K., Stupak I., 2008. *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy: A Synthesis with Focus on the Baltic and Nordic Region*. Springer, 12.

StupaK I., Asikainen A., Jonsell M., Karlton E., Lunnan A., Mizaraité D., Pasanen K., Pärn H., Raulund-Rasmussen K., et Röser D., 2007. Sustainable utilisation of forest biomass for energy—Possibilities and problems: Policy, legislation, certification, and recommendations and guidelines in the Nordic, Baltic, and other European countries. *Biomass and Bioenergy* 31 (10), 666-684.

Stupak I., Asikainen A., Röser D., Pasanen K., 2008. Review of recommendations for forest energy harvesting and wood ash recycling. In: Röser D., Asikainen A., Raulund-Rasmussen K., Stupak I. (eds). *Sustainable Use of Forest Biomass for Energy, A Synthesis with Focus on the Baltic and Nordic Region*, Springer, 12, 155-196.

11.2. Récapitulatif des guides par pays – Nature des rémanents concernés et éléments de gestion

Pays	Référence	Nature du document	Echelle	Nature des rémanents	Éléments de gestion abordés
Canada	Alberta environment and sustainable resource development Forestry division ; Forest management branch. 2012. Alberta Timber harvest planning and operating ground rules and framework for renewal.	guide de bonnes pratiques sylvicoles propre à l'état d'Alberta	régionale	Compartiments non précisés, débris et résidus issus des opérations d'exploitation	gestion des rémanents dans le cadre de la protection des cours d'eau; de la défense contre l'incendie, rétention des rémanents afin de préserver l'habitat de la biodiversité, stockage
	New Brunswick Department of Natural Resources. 2008. Forest biomass harvesting New Brunswick. New Brunswick Department of Natural Resources.	Standard de gestion des rémanents pour les forêts publique	régionale	cime, branches, feuillage, produits ligneux sans valeur marchande, bois mort préexistant, résidus d'exploitation	récolte des rémanents
	Simpson, Jamie, et Will Martin. 2008. Forest Biomass Harvesting for energy: Recommendations for Nova Scotia. Ecology Action Centre.	Guide d'aide à la décision	régionale	Cime, branches, feuillage, bois en décomposition	récolte et rétention de biomasse
Etats-Unis	Benjamin, Jeffrey G., Robert J. Lilieholm, et Charles E. Coup. 2010. Forest Biomass Harvesting in the Northeast: A Special-Needs Operation? <i>Northern Journal of Applied Forestry</i> 27 (2), 45-49.	guide d'aide à la décision	Interrégionale	purges d'exploitation, arbres de petits diamètres, houppiers, cimes, arbres sans valeur marchande	récolte et rétention des rémanents vis-à-vis de la fertilité du sol, de la biodiversité et de la préservation des cours d'eau et des milieux aquatiques.
	Davis, Chad, Steve Dettman, Sarah Deumling, Matt Fehrenbacher, Marcus Kauffman, Amy LaBarge, Darcie Mahoney, et al. 2013. Forest Biomass Retention and Harvesting Guidelines for the Pacific Northwest.	guide d'aide à la décision	Interrégionale	purges d'exploitation, arbres de petits diamètres, houppiers, cimes, arbres sans valeur marchandes	récolte et rétention des rémanents vis-à-vis des écosystèmes rares et des zones sensibles, de la biodiversité et de la préservation des cours d'eau et des milieux aquatiques.
	Minnesota Forest Resources Council. 2007. Biomass Harvesting Guidelines for Forestlands, Brushlands and Open Lands.	Guide d'aide à la décision	régionale	Cimes, branches, et parfois arbres de petit diamètre sans valeur marchande, débris ligneux grossiers, souches, bois mort.	récolte et rétention des rémanents en relation avec la protection des cours d'eau et des milieux aquatiques, des zones ripariennes, des zones sensibles, avec le maintien de la productivité du sol et la préservation de la biodiversité.
	Oklahoma Forestry Service. 2008. Forestry Best Management Practices Guidelines for water quality management in Oklahoma.	code de bonnes pratiques sylvicole, propres à l'état de l'Oklahoma	régionale	non précisée, résidus issus de l'exploitation.	récolte des résidus d'exploitation pour la préparation du reboisement, gestion des rémanents en relation avec la protection des cours d'eau et des milieux aquatiques, stockage
	Trammel, Clint, Nate Wilson, Bruce White, Josh Dickinson, Amadou Diop, Alex Finkral, John Fenderson, et al. 2012. Forest Biomass Retention and Harvesting Guidelines for the Southeast. Forest guild.	guide d'aide à la décision	Interrégionale	purges d'exploitation, arbres de petits diamètres, houppiers, cimes, arbres sans valeur marchandes	récolte et rétention de biomasse en relation avec les sites sensibles, la protection des cours d'eau et des milieux aquatiques, la préservation de la biodiversité.
Irlande	Forest Service, et Department of the Marine and Natural Resources. 2000. <i>Code of Best Forest Practice: Ireland</i> . Dublin: Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.	code de bonnes pratiques sylvicole, Irlande	nationale	non précisée, débris et résidus issus de l'exploitation	gestion des rémanents en relation avec la protection des cours d'eau et des milieux aquatiques, stockage.

	Ireland Forest Service. 2000a. Forest biodiversity guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.	guide de bonnes pratiques	nationale	bois mort, bois en décomposition	rétenion des rémanents afin de préserver un habitat pour la biodiversité
	Ireland Forest Service. 2000b. Forestry and water quality guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.	guide de bonnes pratiques	nationale	non précisée, résidus issus de l'exploitation.	tapis de rémanents
	Ireland Forest Service. 2000c. Forest harvesting and the environment guidelines. Forest Service, Department of the Marine and Natural Resources.	guide de bonnes pratiques	nationale	non précisée, résidus issus de l'exploitation.	tapis de rémanents, gestion des rémanents en relation avec la protection des cours d'eau et des milieux aquatiques.
	Kofman, Pieter D. 2006. Harvesting wood for energy from early first thinnings. COFORD.	guide technique	nationale	bois de première éclaircie	méthode de récolte des rémanents lors des premières éclaircies
	Kofman, Pieter D., et Tom Kent. 2009. Whole-tree harvesting of conifer first thinnings for energy wood chip production. COFORD.	guide technique	nationale	branches et menus bois	méthode de récolte des rémanents lors des premières éclaircies
NZ	EECA Business. 2010. Good Practice Guide Production of wood fuel from forest landings.	guide d'aide à la décision	nationale	branches, cimes, arbres non marchands, résidus d'exploitation	récolte des rémanents
RU	Forest Research. 2009. Guidance on site selection for brash removal.	guide d'aide à la décision		non précisée, résidus issus de l'exploitation.	récolte et rétenion des rémanents en relation avec les risques de dommage physiques au sol, de perte de fertilité; d'acidification.
	Forestry Commission. 2009a. Stump harvesting : interim guidance on site selection and good practice.	guide d'aide à la décision	nationale	souches	récolte et rétenion des rémanents en relation avec les risques de dommage physiques au sol, de perte de carbone; de perte de fertilité, d'acidification.
	Great Britain. Forestry Commission. 2011a. <i>Forests and Soil</i> . Edinburgh: Forestry Commission.	guide technique de gestion durable	nationale	souches, résidus issus de l'exploitation: branches, menus bois, feuillage	tapis de rémanents, récolte des rémanents en relation avec la perte de fertilité du sol, récolte en relation avec la protection des cours d'eau et des milieux aquatiques, incinération des rémanents.
	Forestry Commission. 2011b. <i>Forests and Water</i> . Edinburgh: Forestry Commission.	guide technique de gestion durable propre à l'état d'Alberta	nationale	souches, résidus issus de l'exploitation: branches, menus bois, feuillage	récolte des rémanents en relation avec le risque d'acidification des sols, incinération des rémanents,
	Great Britain. Forestry Commission, et Northern Ireland. Forest Service. 2011. <i>The UK Forestry Standard: The Governments' Approach to Sustainable Forest Management</i> . Edinburgh: Forestry Commission.	Guide de gestion forestière durable	nationale		tapis de rémanents, incinération des rémanents, récolte en relation avec la protection de l'eau et des milieux aquatiques
	Moffat, A. J, Bill M Jones, W. L Mason, Forest Research (Great Britain), et Great Britain. Forestry Commission. 2006. <i>Managing Brash on Conifer Clearfell Sites</i> . Edinburgh: Forestry Commission.	Guide technique	nationale	branches, menus bois, feuillage, petit bois mort sans valeur marchande	tapis de rémanents, récolte des rémanents, incinération des rémanents, andainage et amoncellement sur le site, broyage des rémanents, comblement des creux créés par les opérations d'exploitation
	Nisbet, T. R, Dutch J, et Moffat A. J, 1997. <i>Whole-tree Harvesting: a Guide to Good Practice</i> . Edinburgh: Forestry Authority.	Guide technique	nationale	Branches, menus bois, feuillage.	Récolte des rémanents en lien avec les risques de dommages physiques, de perte de fertilité du sol, d'acidification du sol.